


# L'EAU EN MILIEU AGRICOLE

## Outils et méthodes pour une gestion intégrée et territoriale

D. Leenhardt, M. Voltz et O. Barreteau, coord.





# L'eau en milieu agricole

## Outils et méthodes pour une gestion intégrée et territoriale

# L’eau en milieu agricole

## Outils et méthodes pour une gestion intégrée et territoriale

Delphine Leenhardt, Marc Voltz et Olivier Barreteau,
coordinateurs

Éditions Quæ
RD 10, 78026 Versailles Cedex

## *Collection Synthèses*

Biomasse. Une histoire de richesse
et de puissance.
B. Daviron.
2020, 392 p.

Agriculture et qualité de l'air
Comprendre, évaluer, agir
C. Bedos, S. Génermont,
J.-F. Castell, P. Cellier, coord.
2019, 325 p.

Consommation et digestion des végétaux
Rôles des microbiotes et fonctions
essentielles à la biodiversité
G. Fonty, A. Bernalier-Donadille,
É. Forano, P. Mosoni
2019, 176p.

Gestion durable de la flore
adventice des cultures
B. Chauvel, H. Darmency,
N. Munier-Jolain, A. Rodriguez, coord.
2018, 354 p.

Histoire de la génétique
et de l'amélioration des plantes
A. Gallais
2018, 288 p.




Né d'une volonté de conjuguer production agricole et protection de l'environnement, le département Environnement et Agronomie de l'Inra a fêté ses vingt ans. Pour l'occasion, une série d'ouvrages dédiés à des thématiques emblématiques du département sont publiés.
Le présent ouvrage est consacré à la gestion de l'eau en milieu agricole.

Cet ouvrage a reçu le soutien du département Environnement et Agronomie et du département Sciences pour l'Action et le Développement de l'Inra et du département Eaux d'Irstea pour en permettre une diffusion large et ouverte.



**Pour citer l'ouvrage**
Leenhardt D., Voltz M., Barreteau O. (coord.), 2020. *L'eau en milieu agricole. Outils et méthodes pour une gestion intégrée et territoriale.*
Versailles, Éditions Quæ, 288 p. (coll. Synthèses)

Éditions Quæ, RD 10, 78026 Versailles Cedex
www.quae.com



ISBN (imprimé) : 978-2-7592-3123-2
ISBN (ePub) : 978-2-7592-3125-6
ISBN (Pdf) : 978-2-7592-3124-9
ISSN : 1777-4624

# Table des matières

## Partie 3
## Les études de cas en gestion intégrée des ressources en eau et en gouvernance territoriale

# Remerciements

Nous remercions chaleureusement tous ceux qui ont œuvré à la réalisation de cet ouvrage. Celui-ci prend sa source dans un séminaire tenu en 2014 à Toulouse par le réseau EAU du département Environnement et Agronomie et du département Science pour l'Action et le Développement de l'Inra. Ce séminaire a rassemblé de nombreux chercheurs et acteurs de terrain pour partager leurs points de vue sur la gestion intégrée et la gouvernance territoriale de l'eau. Nous exprimons notre gratitude à tous les intervenants et participants qui, par leur contribution aux débats, ont posé les bases de cet ouvrage. De nombreux auteurs de chapitres font partie de cette assemblée de 2014, mais beaucoup d'autres s'y sont ajoutés, complétant opportunément la diversité des points de vue et expériences, venant d'autres départements de l'Inra mais aussi de l'Irstea, du CNRS ou d'universités. Qu'ils soient tous remerciés ici de leur mobilisation, parfois sur la durée ! Par ailleurs, nos remerciements chaleureux vont aux éditions Quæ, à Claire Jourdan-Ruf, pour son accompagnement constant, et à Gaston Boussou pour la qualité du suivi et l'acuité de leur regard éditorial. Enfin, nous tenons également à remercier Guy Richard, Benoît Dedieu, Patrick Flammarion, Mohamed Naaim et Philippe Hinsinger, pour leur soutien constant à ce projet sur une thématique transversale à celles des départements scientifiques dont ils ont, ou ont eu, la responsabilité.

# Les besoins méthodologiques pour une gestion de l’eau plus intégrée

Marc Voltz, Delphine Leenhardt et Olivier Barreteau

## ⏩ Des ressources en eau fortement impactées par l’agriculture

L’eau est une ressource essentielle pour les écosystèmes, la santé humaine et la plupart des activités anthropiques comme l’agriculture, la production d’énergie, l’industrie, le transport ou le tourisme. La préservation, la remédiation et le partage équitable des ressources en eau sont donc des enjeux majeurs pour nos sociétés. Leur acuité se renforce au fur et à mesure des constats de la dégradation des ressources disponibles, des changements climatiques et de l’augmentation des besoins en eau. Le récent rapport sur l’état de l’environnement en Europe témoigne ainsi de la persistance des pressions quantitatives et qualitatives sur les ressources en eau pénalisant par conséquent le bon état et la durabilité des ressources. Il est prévisible que ces pressions se poursuivent en lien avec les activités des secteurs de l’agriculture et de l’énergie (EEA, 2019). La situation française est globalement similaire à la situation européenne (CGDD, 2019). Pour répondre à ces enjeux dont la perception date de plusieurs décennies, des politiques de gestion des ressources en eau par bassin versant ont été mises en place avec des objectifs et des démarches intégrant progressivement le plus grand nombre d’enjeux spécifiques et d’acteurs (chapitre 2). Les bilans de ces politiques indiquent généralement des résultats positifs, mais insuffisants au regard d’objectifs devenus plus ambitieux au fil du temps.

Pour répondre aux enjeux de préservation, remédiation et partage équitable des ressources en eau, les politiques publiques ont souvent fait de la gestion de l’eau en milieu agricole une priorité. En effet, l’agriculture est la première utilisatrice des ressources en eau dans la plupart des pays du monde si l’on considère la consommation nette en eau, c’est-à-dire le bilan entre les prélèvements et les restitutions au milieu aquatique opérés par une activité donnée. Mais l’agriculture influence aussi très significativement la genèse et la qualité de la ressource en eau car elle s’exerce sur une grande partie des surfaces continentales réceptrices des eaux pluviales. C’est ainsi qu’en France, elle est à l’origine de 45 % de la consommation en eau. Ce chiffre atteint 78 % sur le bassin Adour-Garonne et 95 % en période estivale (CGDD, 2019). Ce sont aussi 2 400 forages, destinés à la production d’eau potable, qui ont été fermés depuis l’année 2000 du fait de contaminations par les nitrates ou les pesticides.

## ⏩ Une agriculture héritée de la révolution verte et en voie de transition

L'origine de la pression de l'agriculture sur les ressources en eau est imputable à la modernisation des moyens de production agricole intervenue au XX^e siècle dans le cadre de la révolution verte. Cette modernisation s'est effectuée par le progrès génétique, une mécanisation importante des opérations de culture, une augmentation considérable des surfaces irriguées et une utilisation massive d'intrants, dont les fertilisants et les produits de protection des cultures. Elle a permis un accroissement majeur de la production agricole et une sécurisation des rendements face notamment aux risques climatiques et pathogéniques, et aux dommages causés par les ravageurs des cultures. Il a ainsi été possible de nourrir une population mondiale ayant quadruplé en un siècle, sans accroître de manière importante les surfaces cultivées. D'autres bénéfices ont été la diversification de l'alimentation pour de nombreuses populations et une diminution de la part des dépenses alimentaires dans le revenu des ménages. Cela a eu des conséquences majeures aussi bien sur le plan de la démographie (baisse de la mortalité) que sur le plan de nos comportements alimentaires ou plus largement de la consommation des ménages.

Malheureusement, l'intensification des modes de production agricole a aussi eu pour effets une surutilisation et une dégradation de nombreuses ressources naturelles : ressources en eau, mais aussi en sols et en biodiversité. Ces effets environnementaux négatifs de l'agriculture sont observés depuis plusieurs décennies, mais leur ampleur réelle est en réévaluation constante. Ils appellent une nouvelle modernisation de l'agriculture, de nature écologique à présent. Deux formes de cette modernisation écologique sont évoquées par Duru *et al.* (2014) : une forme dite « faible » où l'on optimise les pratiques agricoles pour limiter les impacts environnementaux et une forme dite « forte » où l'on cherche à mobiliser des processus écologiques pour éviter le recours aux intrants, chimiques notamment. Dans la seconde forme, des transformations profondes des systèmes de production agricole sont nécessaires. Ces deux formes contribuent à la transition agroécologique, dont le principe a été inscrit en France en 2014 dans la Loi d'avenir pour l'agriculture, l'alimentation et la forêt, et qui est considérée par la FAO (FAO, 2018) comme un moyen pour atteindre les objectifs du Programme de développement durable à l'horizon 2030 de l'ONU[1]. Mais actuellement, la transition agroécologique n'est que dans sa phase d'initiation.

## ⏩ Une gestion de l'eau en milieu agricole qui doit progresser

Malgré des politiques de l'eau ambitieuses en termes d'objectifs et une prise de conscience par les acteurs agricoles des impacts environnementaux de leurs pratiques, force est de constater que les pressions agricoles sur les ressources en eau restent élevées. Comme illustration, on peut noter que les prélèvements d'eau pour les usages agricoles semblent baisser, mais très légèrement, sur la période 2009-2013 (CGDD/SDES, 2017) tandis que la vente de substances phytosanitaires n'a subi aucun ralentissement depuis 2008, année de lancement du plan national ÉCOPHYTO de réduction d'utilisation et d'impact des produits phytosanitaires (CGDD/SDES, 2019).

1. https://www.un.org/sustainabledevelopment/fr/development-agenda/ (consulté le 11 avril 2020).

Cette situation interroge sur les démarches de gestion de l'eau qui ont été mises en œuvre dans les territoires agricoles :

– Ont-elles disposé de toutes les connaissances et outils nécessaires en matière de diagnostic, d'élaboration d'objectifs et d'actions ?

– Ont-elles été suffisamment intégratives en s'intéressant non seulement à la ressource en eau et à ses acteurs directs, gestionnaires et usagers, mais aussi aux acteurs dont l'activité peut impacter la ressource en eau sans être partie prenante du secteur de l'eau ?

– Ont-elles été conçues et évaluées à des échelles et dans des contours géographiques pertinents et cohérents avec leurs objectifs ?

– Ne serait-il pas plus efficace de les inscrire dans une politique de gestion territoriale multifonctionnelle qui s'intéresse aux interdépendances entre l'ensemble des activités d'un territoire et permette ainsi d'identifier les résistances et les leviers du changement, qu'ils soient d'origines internes et externes au secteur de l'eau ?

En fait, les démarches menées dans le cadre des politiques européennes et françaises de l'eau se réfèrent depuis longtemps aux principes de la « Gestion intégrée des ressources en eau » (chapitre 2). La section ci-dessous retrace l'origine, les principes et la mise en œuvre de la gestion intégrée des ressources en eau, couramment nommée GIRE, afin de situer les politiques de gestion agricole de l'eau dans ce contexte et d'identifier les besoins pour les rendre plus efficaces.

## ⏩ Des démarches diverses de gestion intégrée et territoriale de l'eau

Le concept de GIRE s'est construit à partir d'une critique des approches *top-down* et sectorielles de gestion de l'eau. Il prend ses racines au XX^e^ siècle lors de la création de la Tennessee Valley Authority dans les années 1930 et de la mise en place d'approches intégrées par bassin versant dès la fin de la Seconde guerre mondiale (White, 1998). Son objectif est la reconnaissance de l'implication de l'eau dans de multiples dynamiques (production agricole, production énergétique, maintien des écosystèmes, développement d'espèces exotiques…), le contrôle de chacune étant assuré par des acteurs ayant leurs propres critères de gestion. À la fin du XX^e^ siècle, la GIRE s'est imposée dans les débats sur la gestion de l'eau en particulier au cours de deux conférences internationales majeures : la conférence des Nations unies sur l'eau de Mar del Plata en 1977, puis la conférence de Dublin sur l'eau et l'environnement en 1992. Au cours de la conférence de Dublin, ont été énoncés les principes de bonne gestion prenant en compte la vulnérabilité de l'eau, son caractère essentiel pour les écosystèmes, la nature de l'eau comme bien économique, la participation du public et le rôle des femmes dans sa gestion. Ces principes, associés à la nécessité de l'intégration des problématiques d'usages de l'eau entre amont et aval des bassins versants et entre secteurs économiques, sont repris dans les lois sur l'eau de nombreux pays, ainsi que par des bailleurs de fonds internationaux, avec une boîte à outils de référence proposée par le Global Water Partnership (Partenariat mondial de l'eau, 2000).

Dans le même temps, des regards critiques se sont portés sur le renouveau du concept de GIRE, jugé trop partiel, trop normatif, trop coûteux, pas assez opérationnel. Ces critiques insistent sur l'absence de démonstration par l'exemple (Jeffrey et Gearey,

2006; Medema *et al.*, 2008). Est aussi reproché le flou dans l'interprétation des principes. Étant devenu un nom en soi, la GIRE est supposée être comprise de la même manière par tous, ce qui n'est pas le cas.

La notion d'intégration est le principal aspect considéré comme flou dans le concept de GIRE. Biswas (2008) relève 41 dimensions d'intégration possibles, dont notamment les usages, les acteurs, les échelles spatiales, les critères d'évaluation, etc. La référence à la GIRE en matière de gestion de l'eau est comprise comme impliquant une intégration selon toutes les dimensions. Mais en réalité, l'intégration est toujours partielle, avec des choix implicites. De surcroît, le plus souvent, seuls des éléments de langage et des signes extérieurs formels – faciles à évaluer pour un financeur, tels que l'existence d'organismes de bassin, l'organisation d'événements participatifs ou le recours à des outils économiques pour la gestion de l'eau – sont considérés pour témoigner de la mise en œuvre de la GIRE, sans pour autant démontrer l'existence de vrais changements dans les pratiques (Giordano et Shah (2014). Ces auteurs relèvent par exemple que, malgré des évolutions, les politiques de l'eau sur le fleuve Columbia (Nord-Ouest des États-Unis), affichées comme des politiques intégrées pour résoudre des problèmes transfrontaliers, sont restées ciblées uniquement sur les enjeux liés à la gestion de barrages et à la gestion des inondations et sur une partie du bassin seulement. L'intégration intersectorielle, c'est-à-dire la prise en compte de l'ensemble des enjeux sur le bassin versant, est restée lettre morte, de même que l'intégration spatiale, alors que ce sont des fondements de la GIRE. Au final, le secteur de l'eau pilote la mise en place de ces politiques, privilégiant le secteur de la gestion de la ressource et ignorant les autres, notamment l'interaction avec le foncier (Giordano et Shah, 2014). L'holisme prétendu est de fait limité à l'eau qui n'est qu'un facteur dans la dynamique d'un territoire (Medema *et al.*, 2008). En fait, les expériences de gestion intégrée sont toujours partielles et très diverses car, prenant en compte des objectifs et des contraintes propres à un territoire, elles dépendent des spécificités de ces territoires. Par exemple, dans un territoire où l'enjeu est d'abord le revenu agricole, les innovations chercheront à économiser l'eau mais sans nuire à la rentabilité des exploitations.

L'échec relatif des politiques de gestion de l'eau se référant à la GIRE questionne non seulement ses principes, mais aussi la capacité à les transformer en actions en tenant compte de l'ensemble des effets induits, comme le voudrait la vision holistique consubstantielle à la GIRE. En effet, la mise en œuvre opérationnelle des objectifs d'intégration nécessite d'opérer des choix méthodologiques, difficiles à faire en raison de leurs implications. Par exemple, le choix du territoire de référence sur lequel porte le bilan de la ressource et de son évolution est déterminant car il définit le domaine spatial d'intégration. Il en est de même du choix de l'horizon temporel de référence. Ces choix conditionnent les processus à considérer et les acteurs à inclure dans une démarche de mise en œuvre de la GIRE, notamment en distinguant les acteurs internes et les acteurs externes au territoire. Le choix du mode d'évaluation des effets d'une politique de gestion des ressources en eau est également critique. Ainsi, une mesure de diminution de la consommation d'eau en agriculture peut être évaluée positivement si l'évaluation est menée au niveau de la parcelle, alors qu'elle peut être évaluée négativement sur un bassin versant du fait de l'augmentation des assecs provoquée par la baisse des retours au milieu liée à l'application de cette

mesure (Perry *et al.*, 2017 ; Grafton *et al.*, 2018). Enfin, la conception et l'évaluation des mesures relatives à la gestion intégrée des ressources en eau posent la question de la prise en compte de l'adaptation des comportements des usagers à la mise en place des mesures. Or, ces adaptations sont difficiles à anticiper, alors qu'elles peuvent fortement impacter l'efficacité de ces mesures (Venot *et al.*, 2017).

Plutôt que des méthodes pour une vision holistique, intégratrice de tout et probablement illusoire comme le suggèrent les difficultés mentionnées ci-dessus, ce sont sans doute des approches de coordination, plus modestes mais plus réalistes, qu'il faut viser. Biswas (2004) en a émis le principe en constatant l'impossibilité de déterminer un domaine d'intégration fini pour la gestion de l'eau, tant celle-ci est dépendante des gestions menées dans d'autres secteurs comme ceux de l'énergie et de l'agriculture. Le principe de coordination n'implique pas l'existence d'un gestionnaire omniscient. Pour autant, il ne s'oppose pas à la vision systémique de la gestion de l'eau propre à la GIRE. Mais ce principe s'intéresse spécifiquement aux mécanismes qui créent des interdépendances entre acteurs ou entre secteurs. Il s'agit par exemple des mécanismes de rétroaction impliquant la compréhension des objectifs, des raisonnements, des moyens, des contraintes et des perceptions des usagers de l'eau. L'enjeu est donc de faciliter la coordination entre des entités ayant leurs dynamiques propres et non une gestion optimisée selon un point de vue intégrateur unique, élaboré à un instant donné. L'évolution du milieu, ne serait-ce qu'à cause des effets du changement climatique, renforce cette nécessité de tenir compte des adaptations des acteurs. La mise en œuvre de cette coordination passe par la fourniture d'informations (McDonnell, 2008) permettant d'établir les interdépendances pour les mettre en débat, ainsi que la connaissance des réseaux sociaux afin de porter ces débats (Ferreyra *et al.*, 2008). Cela nécessite un accompagnement par un ensemble de méthodes et outils contribuant à l'élaboration, la diffusion et l'appropriation d'informations objectives favorisant la coordination des acteurs. Dans le cas spécifique de la gestion de l'eau en milieu rural, la coordination et les informations nécessaires concernent non seulement le secteur de l'eau, mais aussi au minimum l'ensemble des usages agricoles. Cet accompagnement ne fait pas le choix *a priori* d'un point de vue unificateur, mais il vise à donner les moyens de mettre en dialogue différents usages et perceptions.

## ⏩ Les concepts, démarches et outils pour une gestion de l'eau en milieu agricole

Qu'elle recherche une intégration forte des objectifs des différentes parties prenantes ou plus simplement la meilleure coordination possible entre ceux-ci, une gestion durable de l'eau requiert des visions élargies, pluridisciplinaires et territorialisées mobilisant des informations, des savoirs et des pratiques issus de sources multiples, notamment des sciences hydrologiques, écologiques, biotechniques, économiques et sociales. Ce besoin est particulièrement marqué dans le cas du milieu agricole, car l'objectif de gestion de la ressource en eau doit s'articuler avec de nombreux autres objectifs dont celui majeur de la production agricole. Or, tant au niveau de l'enseignement supérieur et de la recherche que des gestionnaires de l'eau, les visions et les pratiques restent majoritairement sectorielles, malgré les discours inspirés des principes de la GIRE, qui font la promotion d'approches plus intégratives.

Cet ouvrage propose donc une vision transversale et pluridisciplinaire sur les enjeux et les démarches de la gestion de l'eau en milieu rural, mais aussi sur les données, les outils et les méthodes actuellement disponibles à cet effet. Il rassemble des contributions d'un ensemble de disciplines (agronomie, climatologie, économie, ergonomie, géographie, hydrologie, informatique, pédologie, sciences de gestion, sciences politiques et sociologie). Il s'adresse aux chercheurs s'intéressant à l'étude des ressources en eau selon un point de vue disciplinaire particulier et désirant acquérir une vision transversale, aux gestionnaires de l'eau souhaitant aborder une réflexion sur les méthodes et outils actuels développés ou utilisés par la recherche, afin de progresser dans la mise en pratique d'une gestion durable, et aux étudiants de master concernés par la gestion de l'eau. Ils trouveront dans cet ouvrage un ensemble de points de vue et d'outils pour se construire une compétence leur permettant d'aborder la gestion de l'eau de manière plurielle.

Cet ouvrage comporte trois parties.

La première partie aborde la gestion de la ressource en eau en milieu agricole en termes d'objectifs et de démarche. Le premier chapitre met en avant les enjeux spécifiques concernant la gestion de l'eau en milieu agricole. Il pointe la profonde interdépendance entre gestion agricole et gestion de la ressource de l'eau en milieu rural. Il en ressort qu'un grand nombre de leviers sont actionnables dans les systèmes de production agricole pour aider à une gestion durable des ressources en eau. Leur mise en œuvre doit nécessairement répondre aux objectifs de compétitivité et d'équité sociale des systèmes de production agricole, mais également à l'objectif de transition agroécologique de l'agriculture souhaité par la société. Cela nécessite sans doute une reconception importante des systèmes de production selon les contextes locaux. Les chapitres suivants ont une portée générique en termes de démarche de gestion de l'eau. Ils abordent plusieurs enjeux relatifs à la gouvernance et à l'implication des acteurs. Le chapitre 2 propose ainsi un regard critique sur les politiques publiques, les acteurs et les instruments de concertation et économiques mobilisés pour la gestion intégrée de l'eau en France. Il est complété par une analyse de l'articulation des dispositifs et échelles de diagnostic et d'intervention du local au global dans le chapitre 3. Puis, le chapitre 4 explicite l'origine et la diversité des modes de participation dans une démarche de gestion intégrée de l'eau. Il met en avant l'intérêt fort de la participation pour identifier des politiques plus légitimes, adaptatives et adaptées, et développe aussi les limites de la participation, en particulier les dévoiements possibles. Le chapitre 5 aborde la question des comportements illicites, sources d'infractions dans le domaine de la gestion de l'eau. Il analyse comment le traitement actuel des infractions est en fait négocié et aboutit souvent à des compromis garants de paix sociale, mais qui éloignent des objectifs visés par les politiques de l'eau et donc d'une gestion durable.

La deuxième partie de cet ouvrage opère un panorama le plus large possible des outils, des méthodes et des données actuellement disponibles ou en voie de l'être pour élaborer et partager les informations nécessaires à une gestion intégrée, territoriale et coordonnée de l'eau. Les informations visées dans ce panorama concernent les étapes de diagnostic d'état et d'usage des ressources en eau, d'évaluation et de conception de plans de gestion agricole et hydrologique. La plupart des chapitres ont une portée générale, même si la présentation des outils et des données est

focalisée sur une application en milieu rural. Les chapitres 6, 7, 8, 9 et 10 traitent des bases de données existantes et des méthodologies de traitements numériques pour établir l'état des ressources, leurs facteurs biophysiques de contrôle et les pressions agricoles. Sont présentées successivement, les informations accessibles et leurs modalités d'usage concernant les ressources en eau, les données climatiques, les sols, les systèmes de culture et les données d'observation de la terre par télédétection. Puis, les chapitres 11 et 12 présentent les approches de modélisation récentes pour évaluer les impacts des modes de gestion agricole sur les ressources en eau. L'un concerne les approches de modélisations biophysiques qui sont utilisées pour analyser et piloter l'évolution quantitative et qualitative des ressources et les usages de l'eau à l'échelle du bassin en lien avec les caractéristiques du milieu, l'occupation du sol et les pratiques agricoles. L'autre décrit les approches de modélisations décisionnelles qui représentent les décisions des acteurs agricoles en matière de pratiques (irrigation, protection phytosanitaire, entretien du sol, etc.) en fonction des contextes de production (objectifs productifs, moyens disponibles) et des contextes de milieu. En combinaison avec les modélisations biophysiques, ces approches permettent d'évaluer de manière prospective les impacts de scénarios de gestion agricole sur la ressource en eau, voire l'effet de l'état de celle-ci sur les décisions. Le chapitre 13 aborde les méthodes de conception de systèmes agricoles pour préserver la ressource en eau. Il s'agit de méthodologies importantes, en plein essor, justifiées par le besoin de porter une réflexion au-delà de la seule optimisation des systèmes agricoles actuels pour assurer une réelle gestion durable des ressources en eau. Enfin, dans le chapitre 14, est présentée une gamme de méthodes d'essence économique pour aider l'évaluation de propositions d'investissements publics et pour guider les choix d'intervention de politique publique pour la gestion des ressources naturelles.

La troisième partie rassemble plusieurs études de cas de gestion quantitative ou qualitative de la ressource en eau qui mobilisent les outils et les méthodes présentés dans la deuxième partie. Ces études de cas témoignent de travaux relevant de la recherche en ingénierie (mobilisation et combinaison des outils de la recherche pour répondre à des questions de terrain), et pour plusieurs (chapitres 15 à 18) de la recherche intervention (en relation directe avec le terrain et ses acteurs). Les cas présentés sur les territoires du pays de Caux, de l'Aveyron-aval et sur des aires de captage dans les Deux-Sèvres et l'Yonne sont tous basés sur une approche participative pour amener les acteurs locaux à élaborer de manière concertée de nouveaux scénarios de gestion agricole. La concertation y est appuyée par des outils logiciels facilitant la construction des scénarios spatialisés et leur évaluation par simulation ou calcul d'indicateurs. Deux études de cas (chapitres 19 et 20) concernent la viticulture languedocienne et la plaine de la Crau près d'Arles. L'accent y est mis sur l'utilisation d'approches de modélisation complexe pour évaluer des scénarios construits par des collectifs d'experts et discutés *a posteriori* avec les acteurs de terrain ; les scénarios abordés sont le plus souvent prospectifs, très en rupture avec les champs de contraintes ou d'opportunités d'évolution perçus couramment par les acteurs de terrain.

Au total, cet ouvrage donne la possibilité à tous ceux qui s'intéressent de manière sectorielle ou globale à la ressource en eau et à sa gestion en milieu rural de s'approprier les concepts et les débats actuels relatifs aux modes de gestion de

l'eau et d'acquérir une vision pluridisciplinaire des démarches et des outils les plus récents qui sont ou seront prochainement à la disposition des gestionnaires pour mieux coordonner les différents acteurs, usages et processus.

## Références bibliographiques

Biswas A.K., 2004. Integrated water resources management: a reassessment. *Water international*, 29(2) : 248-256.

Biswas A.K., 2008. Integrated water resources management: is it working? *International journal of water resources development*, 24(1) : 5-22.

CGDD/SDES, 2017. Les prélèvements d'eau douce en France : les grands usages en 2013 et leur évolution depuis 20 ans. *Datalab*, (7) : 25 p.

CGDD/SDES, 2019. Plan de réduction des produits phytopharmaceutiques et sortie du glyphosate : état des lieux des ventes et des achats en France. *Datalab essentiel*, avril 2019, 4 p.

Commissariat général au Développement durable, 2019. L'environnement en France. Rapport de synthèse. Paris : La Documentation française.

EEA, 2019. *The European environment: state and outlook 2020. Knowledge for transition to a sustainable Europe*. Brussels: European environment agency, 496 p. www.eea.europa.eu/publications/soer-2020) (consulté le 11/04/2020).

FAO, 2018. *FAO's work on agroecology. A pathway to achieving the SDGs*. Roma: FAO, 27 p. www.fao.org/3/i9021en/I9021EN.pdf (consulté le 11/04/2020).

Ferreyra C., De Loe R.C., Kreutzwiser R.D., 2008. Imagined communities, contested watersheds: challenges to integrated water resources management in agricultural areas. *Journal of rural studies*, 24(3), 304-321.

Giordano M., Shah T., 2014. From IWRM back to integrated water resources management. *International journal of water resources development*, 30(3): 364-376.

Grafton R.Q., Williams J., Perry C.J., Molle F., Ringler C., Steduto P., Allen R.G., 2018. The paradox of irrigation efficiency. *Science*, 361(6404): 748-750.

Jeffrey P., Gearey M., 2006. Integrated water resources management: lost on the road from ambition to realisation? *Water science and technology*, 53(1): 1-8.

McDonnell R.A., 2008. Challenges for integrated water resources management: how do we provide the knowledge to support truly integrated thinking? *International journal of water resources development*, 24(1): 131-143.

Medema W., McIntosh B.S., Jeffrey P.J., 2008. From premise to practice: a critical assessment of integrated water resources management and adaptive management approaches in the water sector. *Ecology and society*, 13(2) : 29. www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art29/ (consulté le 11/04/2020).

Perry C., Steduto P., Karajeh F., 2017. *Does improved irrigation technology save water? A review of the evidence*. Cairo: FAO, 42 p. http://www.fao.org/3/I7090EN/i7090en.pdf (consulté le 11/04/2020).

Partenariat Mondial pour l'Eau, 2000. *La gestion intégrée des ressources en eau*. Stockholm: Global Water Partnership, Coll. TAC background paper, n° 4. https://www.gwp.org/globalassets/global/toolbox/publications/background-papers/04-integrated-water-resources-management-2000-french.pdf (consulté le 24/04/2020)

Venot J.P., Kuper M., Zwarteveen M., (eds), 2017. *Drip irrigation for agriculture: Untold stories of efficiency, innovation and development*. London: Taylor & Francis.

White G.F., 1998. Reflections on the 50-year international search for integrated water management. *Water policy*, 1(1): 21-27.

# Partie 1

# Contexte et enjeux

Chapitre 1

# Les impacts réciproques de l'agriculture et de la ressource en eau

Delphine Leenhardt et Marc Voltz

La gestion de l'eau est un enjeu majeur dans nos sociétés en raison de la demande croissante en eau et de l'accentuation prévisible de la rareté de cette ressource dans de nombreuses régions du monde. L'agriculture tient une place importante dans cette demande; elle est l'une des premières utilisatrices de la ressource en eau pour assurer les productions agricoles, elle en est donc fortement dépendante. Mais réciproquement, l'agriculture est également un déterminant de la genèse et de la répartition des ressources en eau, car elle occupe une grande partie des terres et participe directement au cycle de l'eau. En effet, elle influence la part de l'eau des pluies qui est évapo-transpirée et rejoint l'atmosphère, et les parts d'eau de ruissellement ou de drainage vers les aquifères ou le réseau hydrographique (figure 1.1). Pour l'agriculture, l'eau est à la fois une ressource pour l'irrigation

**Encadré 1.1. L'eau verte et de l'eau bleue : définitions.**

Quand on parle de ressource en eau, il est utile de distinguer deux types majeurs, tous deux en interaction avec l'agriculture : l'eau verte et l'eau bleue (Falkenmark et Rockström, 2006). L'eau «verte» est l'eau contenue dans le sol et disponible pour alimenter les plantes et l'évapotranspiration des écosystèmes terrestres. C'est une ressource majeure pour la production agricole mondiale. Cependant, elle est difficile à estimer car très variable spatialement selon le climat local et la capacité de stockage des sols. L'eau «bleue» est celle qui s'écoule dans les rivières jusqu'à la mer, se trouve dans les lacs ou les retenues, percole vers les nappes souterraines ou est distribuée dans les canalisations, etc.

L'eau verte et l'eau bleue sont interdépendantes. Lorsque l'on prélève de «l'eau bleue» dans les nappes, lacs ou cours d'eau à des fins d'irrigation, elle devient de «l'eau verte». Lorsque l'agriculteur met en place des pratiques de conservation des eaux à l'échelle parcellaire, il cherche à augmenter le stockage de l'eau de pluie par le sol et donc la quantité d'eau verte; ce qui limite d'autant le ruissellement et donc la production d'eau bleue. Si les conflits d'usage d'eau s'expriment essentiellement par rapport à la disponibilité et au partage de l'eau bleue, l'interdépendance de celle-ci avec l'eau verte justifie que la gestion intégrée de la ressource en eau concerne conjointement l'eau bleue et l'eau verte.

et l'alimentation animale et une contrainte par ses excès et ses déficits. Mais l'eau est également un milieu de vie, impacté par les pratiques agricoles et les aménagements ruraux qui modifient les régimes hydrologiques et provoquent des pollutions liées à l'usage massif de pesticides et de nutriments, notamment en azote et en phosphore.

Dans ce chapitre, nous décrirons d'abord les principales caractéristiques de l'utilisation de l'eau par les agriculteurs. Ensuite, nous présenterons les impacts majeurs de l'agriculture sur la ressource en eau. Nous montrerons comment la qualité et la quantité d'eau sont intimement liées. Enfin, nous discuterons des leviers permis par la gestion agricole dans le cadre d'une gestion intégrée de la ressource en eau.

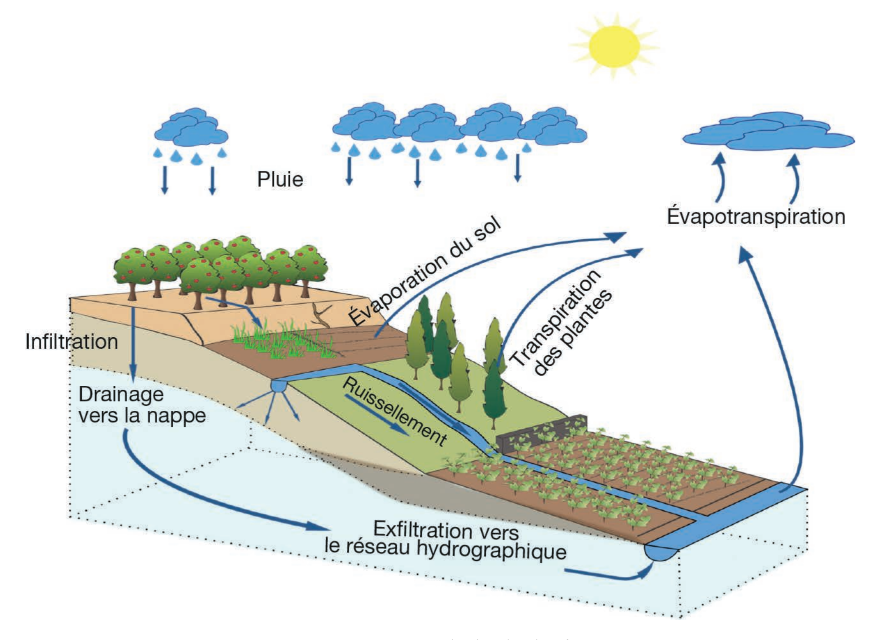



**Figure 1.1.** Le cycle hydrologique.

## ⏩ Les utilisations de l'eau en agriculture

### Les utilisations de l'eau verte

L'eau verte est la ressource primaire utilisée en agriculture pour la production végétale. Il est admis qu'en moyenne, l'eau verte correspond à deux tiers des précipitations au plan mondial, mais avec des variations fortes selon les contextes locaux. Le flux d'eau verte passe par le sol et provient de l'eau de pluie retenue par le sol. La régulation par le sol de la disponibilité de l'eau entre les saisons permet aux écosystèmes de satisfaire leurs besoins en eau qui sont permanents malgré le caractère intermittent et irrégulier des pluies. Ce mécanisme de stockage par le sol ne concerne, à un instant donné, qu'une faible quantité d'eau estimée à 0,05 % des réserves en eaux douces au plan mondial. Toutefois, le stock en eau du sol est estimé être huit fois supérieur à celui des cours d'eau (Shiklomanov, 1993).

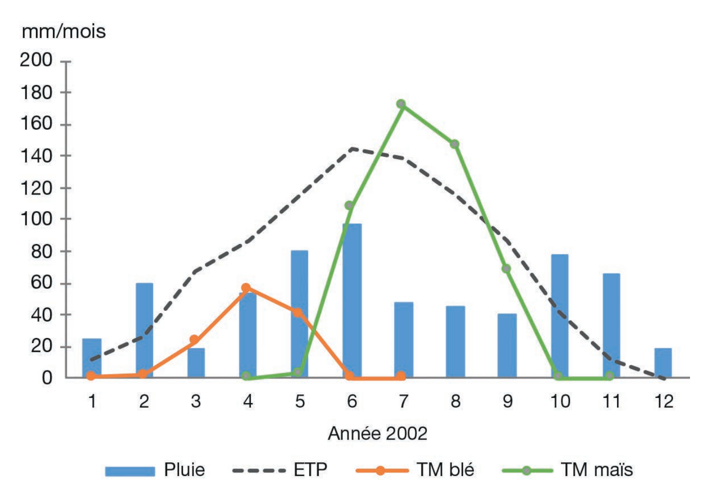



**Figure 1.2.** Exemple d'évolution comparée des besoins en eau verte de cultures de maïs et de blé dans la région de Toulouse en 2003 (Amigues *et al.*, 2006).
ETP = évapotranspiration potentielle (mm), TM = transpiration maximale (mm).

Les besoins en eau fluctuent dans le temps et l'espace en fonction de la demande évaporative de l'atmosphère et du développement des parties aériennes de la culture. Ainsi, la figure 1.2 montre l'évolution comparée des besoins en eau maximaux pour une parcelle en culture d'hiver (blé) et une parcelle en culture d'été (maïs). On observe que les besoins de la culture d'hiver sont globalement moindres, du fait d'une demande climatique moindre en période hivernale. On note aussi que durant le cycle de chaque culture, le besoin en eau le plus élevé intervient lorsque la culture est arrivée à son stade de développement foliaire maximal. Le besoin en eau varie donc nettement en fonction des périodes de cultures et de la nature de l'occupation du sol.

Cependant, l'utilisation effective d'eau par la culture est généralement inférieure aux besoins de la culture à cause d'une disponibilité souvent limitée en eau verte. Celle-ci dépend de la capacité de stockage du sol, mais aussi du bilan entre les entrées et les sorties d'eau (figure 1.3a). Ainsi, l'évapotranspiration est maximisée quand les pertes par ruissellement et par percolation sont les plus faibles. En cas de sécheresse édaphique, l'impact négatif sur l'évapotranspiration est rapidement perceptible comme le montre la figure 1.3b dans l'exemple d'une vigne. Sauf pour des cultures dont la limitation de l'évapotranspiration peut être un facteur d'amélioration qualitative de la production, l'agriculteur essaie, tant que c'est économiquement intéressant, d'éviter tout déficit hydrique. Excepté les situations à pluviosité excédentaire par rapport à la demande climatique, le bilan hydrique contraint très souvent l'évapotranspiration et donc limite la production végétale. Cela peut être lié à de nombreux facteurs, entre autres :
– une pluviosité trop faible, bien évidemment ;
– des états de surface du sol favorisant le ruissellement au détriment de la recharge en eau du sol ;
– une capacité insuffisante de stockage en eau du sol pour assurer l'alimentation de la culture durant les périodes sèches ;
– une perméabilité du sol forte favorisant la percolation au détriment du stockage.

Les principaux leviers permettant d'orienter le bilan hydrique du sol dans le sens de la satisfaction optimale des besoins en eau des cultures sont exposés à la section 3 « Les leviers agricoles de gestion quantitative et qualitative de la ressource en eau » de ce chapitre p. 31.

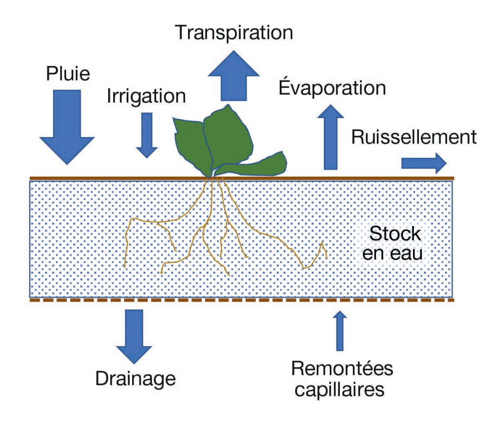



**Figure 1.3a.** Schéma du bilan hydrique à l'échelle parcellaire.

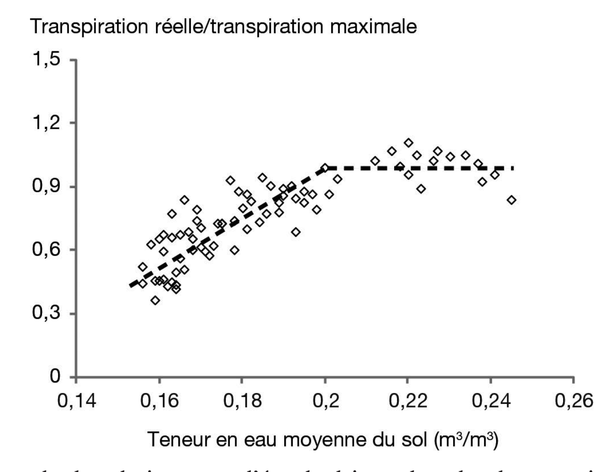



**Figure 1.3b.** Exemple de relation entre l'état hydrique du sol et la transpiration de la plante dans le cas d'une vigne en milieu méditerranéen (Trambouze et Voltz, 2001).

## Les usages agricoles de l'eau bleue

L'eau bleue utilisée en agriculture représente environ 8 % des prélèvements d'eau en France. Cette part est minime par rapport à l'usage énergétique (refroidissement des centrales électriques, 51 %)[1]. Toutefois, si l'on s'intéresse aux consommations d'eau, c'est-à-dire au bilan entre prélèvements et rejets, l'usage agricole dépasse alors

1. Données 2013, déclarées auprès des Agences de l'eau, hors prélèvements en mer et en eau saumâtre, hors hydroélectricité. **Champ** : France métropolitaine. **Source** : Onema, Banque nationale des prélèvements quantitatifs en eau (BNPE). http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/lessentiel/ar/234/0/prelevements-deau-usage-ressource.html (consulté le 7 juin 2018).

largement les autres usages, avec 48 %[2] des consommations en moyenne sur l'année. En effet, l'essentiel de l'eau prélevée n'est pas restitué au milieu aquatique, mais retourne à l'atmosphère par évaporation ou transpiration. En été lorsque les prélèvements pour l'irrigation sont maximum et les cours d'eau à l'étiage, l'agriculture devient également l'usager le plus exigent en termes de débits.

Les usages agricoles en eau bleue sont en très grande majorité liés à l'irrigation (> 80 %) et, dans une moindre mesure, à l'élevage dont la consommation est mal connue.

## Irrigation et productions végétales

L'irrigation a pour but principal de regarnir la réserve en eau du sol lorsque celle-ci ne suffit plus à satisfaire le besoin en eau de la plante[3]. Selon les cultures et le régime climatique local, le besoin en eau de la plante est plus ou moins bien positionné dans le temps : lorsqu'il coïncide avec la période où le sol est sec, l'irrigation devient nécessaire. Selon le niveau de satisfaction du besoin en eau des plantes visé, l'irrigation est un facteur de sécurisation ou de maximisation de la production agricole. Dans certaines zones, elle constitue une condition nécessaire pour une production économiquement viable. Dans d'autres cas, elle permet d'améliorer significativement une production déjà viable sans irrigation. L'importance du besoin en irrigation dépend de la sensibilité de la culture à la sécheresse. La figure 1.4 résume la différence de besoin en irrigation des principales grandes cultures françaises. D'une manière générale, en satisfaisant mieux les besoins des cultures, l'agriculture irriguée est plus productive que l'agriculture pluviale quel que soit le niveau d'intrants (FAO, 2002).

L'agriculture irriguée s'est fortement développée en France entre 1970 et 2000 avec un triplement des surfaces (Amigues *et al.*, 2006). En 2010, comme en 2000, un agriculteur sur six a eu recours à l'irrigation en France métropolitaine : 74 000 exploitants ont irrigué 1,6 million d'hectares de terre et 80 % d'entre eux irriguent par aspersion. L'irrigation au goutte-à-goutte peut être le mode exclusif d'irrigation en cultures pérennes, légumières et florales (Lerbourg, 2012). En Occitanie, un agriculteur sur quatre recourt à l'irrigation (17 000 irrigants) et l'on considère que plus de 10 000 exploitations de la région sont économiquement dépendantes des disponibilités en eau pour sécuriser leur production. Les productions à plus forte valeur ajoutée telles que les fruits, les légumes et les semences en sont fortement dépendantes. Pour les autres productions telles que le maïs grain, la dépendance est moyenne ou faible selon la contribution de l'irrigation au potentiel de production (Agreste, 2018a). Dans la zone Midi-Pyrénées de cette région, la production de maïs contribue largement (pour plus de 300 €/ha) à la marge de l'ensemble des productions végétales des exploitations spécialisées en grandes cultures ; ces dernières sont considérées comme économiquement très dépendantes de l'irrigation, avec une baisse de l'excédent brut d'exploitation de l'ordre de 25 % en absence d'irrigation. (Agreste, 2018b).

2. Conseil d'État, 2010. Rapport public 2010 - Volume 2. L'eau et son droit. La Documentation française (Ed.), 580 pages. http://www.conseil-etat.fr/content/download/1889/5695/version/1/file/eau_droit_rapport.pdf

3. L'irrigation peut également être utilisée comme lutte antigel, mais cet usage est minoritaire.

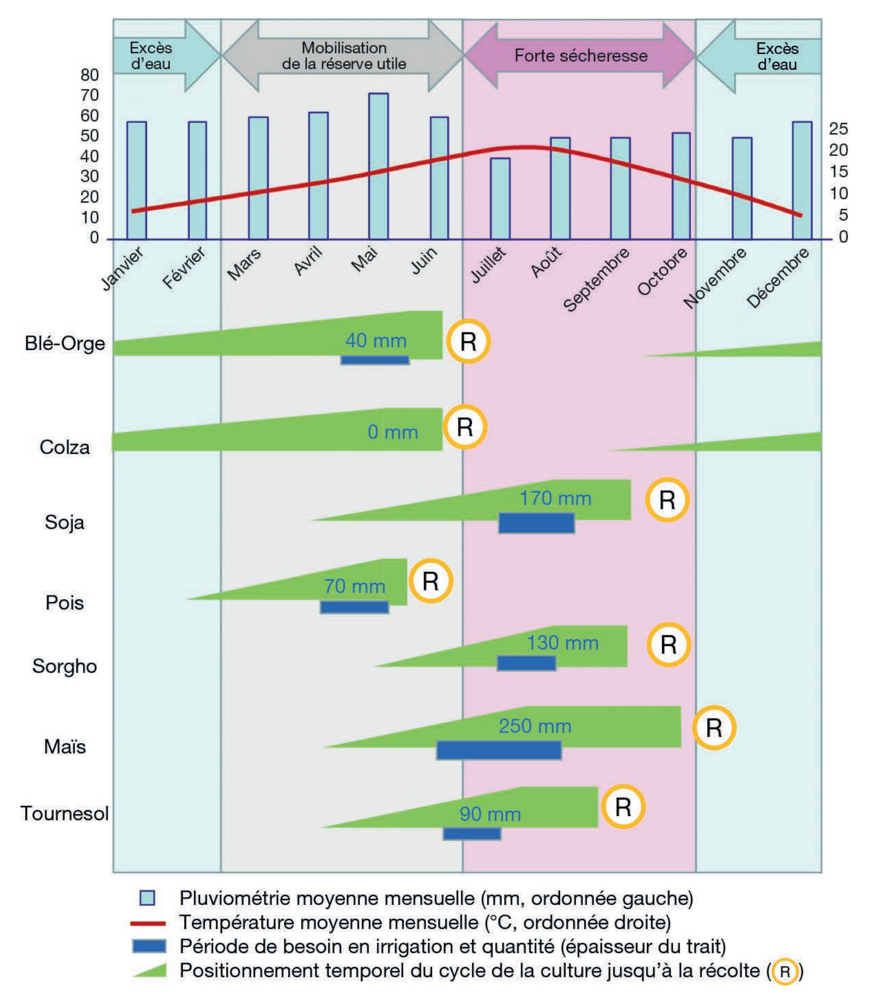



**Figure 1.4.** Positionnement temporel et besoins en irrigation des principales grandes cultures sous les conditions pédoclimatiques de Toulouse, pour un sol de 150 mm de réserve en eau.

Le maïs demeure, et de loin, la principale culture irriguée en France. À lui seul, il représente près de la moitié des surfaces irriguées : 41 % pour le maïs grain-semence et 7 % pour le maïs fourrage.

## Les besoins en eau de l'élevage

Outre le besoin en eau d'irrigation pour la production de fourrages ou de cultures destinées à la fabrication d'aliments pour le bétail (comme le maïs), l'élevage consomme de l'eau pour l'abreuvement des animaux et l'entretien des bâtiments. Les quantités sont difficiles à comptabiliser car l'eau provient à la fois des cours d'eau, des nappes et des retenues agricoles, mais aussi du réseau d'eau potable.

À dire d'experts, ces quantités sont estimées aux alentours de 400 millions de mètres cubes en France (Institut de l'élevage, 2010), soit environ 15 % du total des prélèvements à usage agricole. L'abreuvement est estimé en général à 80 % de ce total, tandis

que la quantité d'eau de lavage des bâtiments est inférieure à 10 %. Ces chiffres sont indicatifs parce que les besoins pour l'abreuvement varient beaucoup selon le type d'alimentation, le niveau de production, le gabarit des animaux et les conditions climatiques. Les quantités d'eau consommées pour les opérations de nettoyage varient également en fonction des installations et des pratiques des éleveurs (Institut de l'élevage, 2010). De plus, dans certaines productions animales, d'autres usages de l'eau existent, par exemple pour le refroidissement des bâtiments, la désodorisation de l'air, le prérefroidissement du lait, la lutte antigel, etc. Ainsi, Massabie *et al*. (2013) montrent que le poids de l'abreuvement dans l'usage de l'eau par les éleveurs varie fortement d'une filière à l'autre : en moyenne 65 % pour les ovins laitiers, 76 % pour les bovins laitiers et aux alentours de 90 % pour les filières avicole et porcine. Il existe aussi de fortes variations au sein des filières.

## ⏩ Les impacts de l'agriculture sur la ressource en eau

L'activité agricole est un terme général qui inclut notamment la conduite des cultures, pluviales et irriguées, et l'élevage d'animaux. L'exploitant agricole est l'agent élémentaire responsable de cette activité. On peut distinguer deux grands types d'impacts de l'activité agricole : quantitatif d'une part et qualitatif d'autre part. L'impact quantitatif est lié soit à l'utilisation de l'eau du sol et aux prélèvements d'eau bleue, soit à l'influence des pratiques d'entretien du sol sur le ruissellement et la percolation, et donc sur la production d'eau bleue. Cet impact peut avoir, comme on le verra ci-dessous, un effet rétroactif assez direct sur l'activité agricole. L'impact qualitatif est lié à la contamination de l'eau sortant du territoire de l'exploitation agricole par les intrants utilisés en agriculture.

### Impact quantitatif

#### Du fait des pratiques culturales et de l'occupation du sol

L'activité agricole se traduit par une occupation du sol et des pratiques culturales qui influencent la disponibilité et la répartition de la ressource en eau. Cette influence sur un territoire donné doit s'analyser par comparaison avec le même territoire couvert d'une végétation spontanée, souvent pérenne. Du point de vue hydrologique, une différence majeure entre couverts spontanés et couverts cultivés est souvent l'existence de périodes de sol nu plus longues en couverts cultivés. La présence de sol nu modifie le bilan hydrique ; en général le premier effet est de limiter l'évapotranspiration à l'échelle annuelle. En effet, l'absence de végétation – ou la présence d'une faible végétation en cas de repousse d'adventices – annule ou restreint fortement le flux de transpiration. Elle n'est pas compensée par l'évaporation à la surface du sol car celle-ci est limitée par le dessèchement du sol qui provoque un effet mulch. Au final, le flux d'eau verte est donc généralement inférieur dans les écosystèmes cultivés par rapport aux écosystèmes naturels ; ce qui augmente potentiellement la production d'eau bleue d'autant. Cet effet peut être renforcé durant les périodes de végétation si l'enracinement de la culture est moins profond et moins dense que celui du couvert spontané, se traduisant donc par des réductions du prélèvement racinaire et de la transpiration. L'expertise « sècheresse et agriculture » (Amigues *et al*., 2006) mentionne par exemple une augmentation de 100 mm du flux cumulé

annuel de drainage à Ruffec (département des Charentes) dans le cas d'un sol sous couvert d'une rotation blé-maïs par rapport à celui d'une prairie.

En sus de la nature de la culture, le mode de conduite, notamment les pratiques d'entretien des sols, a également une influence hydrologique notable. Pour l'illustrer, on peut rappeler le dicton des jardiniers selon lequel « un bon binage vaut deux arrosages ». Ce dicton se réfère à un effet potentiellement positif du travail du sol sur l'infiltration et sur la limitation de l'évaporation. Les choix d'occupation du sol et des pratiques d'entretien des sols par les agriculteurs d'une région ou d'un bassin versant ont donc bien un impact sur la répartition des ressources en eau verte et en eau bleue, c'est-à-dire sur la recharge des nappes et le débit des rivières.

Dans certains pays méditerranéens, l'utilisation de la ressource renouvelable en eau bleue dépasse le seuil de 80 % (Milano *et al.*, 2012). Tout changement de mode d'occupation et de gestion du sol visant à mieux mobiliser la ressource en eau verte impliquerait une diminution de la production d'eau bleue. Ainsi, en Tunisie, Nasri (2007) constate que, dans les bassins versants amont, la mise en place de techniques de conservation des eaux et des sols, comme les banquettes antiérosives, réduit très fortement les écoulements.

### Du fait des prélèvements d'eau bleue

L'irrigation des cultures et l'abreuvement des animaux nécessitent le prélèvement d'eau dans les ressources disponibles, qu'elles soient naturelles (rivières, nappes, lacs) ou artificielles (retenues)[4]. Ces prélèvements sont très corrélés aux besoins en eau des cultures et des animaux. Néanmoins, ils peuvent être aussi dépendants de stratégies particulières d'agriculteurs, de contraintes matérielles et d'aléas.

D'une manière générale, le pic de prélèvement pour l'irrigation a lieu au milieu de l'été du fait de la conjonction des stades sensibles au stress pour les principales cultures irriguées (maïs notamment), du déficit climatique ($P < ETP$) et d'une faible disponibilité de l'eau dans le réservoir sol déjà bien utilisé (sécheresse édaphique). Le milieu de l'été correspond également à l'étiage des rivières de régime nival (fin de la contribution de la fonte des neiges) et des rivières de régime pluvial (pluies plus rares en été). C'est donc à cette saison que des lâchers d'eau sont déclenchés dans les régions de grandes cultures irriguées pour soutenir l'étiage des rivières et limiter les crises. Ces crises sont mesurées par le passage du débit sous les seuils critiques : débit d'objectif d'étiage DOE)[5], débit d'alerte, débit d'alerte renforcée et débit de crise (figure 1.5).

Lorsque les prélèvements sont effectués dans un cours d'eau, dans la nappe d'accompagnement du cours d'eau ou dans une retenue connectée au cours d'eau, le débit de ce cours d'eau en aval du point de prélèvement en est directement affecté. Cette diminution du débit pénalise les possibilités de prélèvements des agriculteurs localisés en aval, mais aussi les autres usages de l'eau et les écosystèmes. Pour préserver

4. À noter que les rivières peuvent être artificialisées par des réalimentations en eau à partir de retenues, notamment pour le « soutien d'étiage ».
5. Le débit d'objectif d'étiage est la valeur de débit moyen mensuel en un point nodal (point clé de gestion) au-dessus de laquelle il est considéré que l'ensemble des usages (activités, prélèvements, rejets, ...) en aval de ce point nodal est en équilibre avec le bon fonctionnement du milieu aquatique.

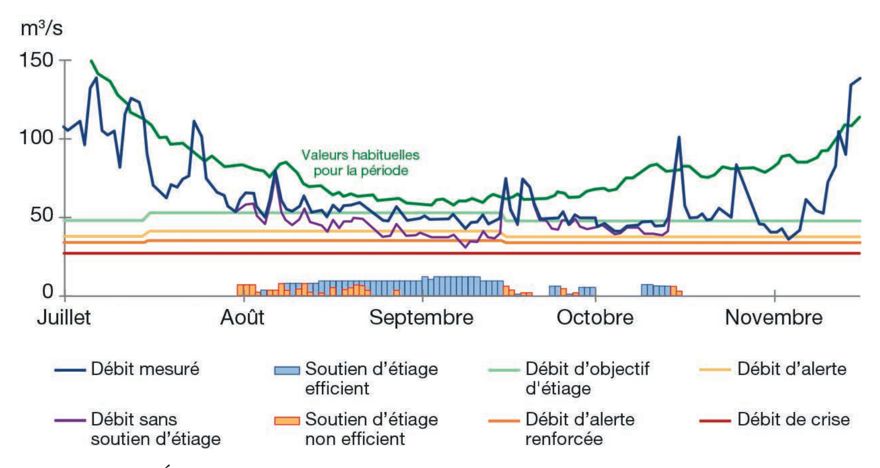



**Figure 1.5.** Évolution du débit de la Garonne à Portet (31 – Haute-Garonne).

Le débit (courbe violette) franchirait les valeurs seuils de débit dès fin juillet s'il ne bénéficiait pas de lâchers d'eau des barrages amont. Ces lâchers sont nécessaires pour soutenir l'étiage et limiter les périodes en dessous du débit d'objectif d'étiage (source : Syndicat mixte d'études et d'aménagement de la Garonne - Plan de gestion d'étiage Garonne-Ariège, Portet, destockage IGLS, Montbel, lac d'Oô).

la satisfaction de l'ensemble des usages et le bon état des milieux, des normes de débit, comme le débit d'objectif d'étiage, sont définies pour aider le gestionnaire à piloter le système hydrologique en déclenchant des lâchers d'eau (soutien d'étiage) ou pour mettre en place des restrictions ou des interdictions de prélèvement. En cas de restriction ou d'interdiction, les irrigants situés en amont deviennent affectés, de manière rétroactive, par les prélèvements qu'ils ont effectués antérieurement. Il y a donc un impact de l'évolution de la ressource en eau sur l'activité agricole. Cet impact est direct en aval de la ressource, et plus indirect en amont *via* l'action de la police de l'eau.

Dans le cas d'une nappe fonctionnant comme un réservoir, les prélèvements impactent le niveau de ce réservoir et affectent en cela les possibilités futures de prélèvement des usagers. Les retenues déconnectées du cours d'eau et remplies en hiver seulement se rapprochent de ce cas, elles offrent en outre une capacité de captage de l'eau de pluie des orages de fin d'été lorsqu'elles sont vides. Le stockage de cette eau ne contribue donc pas à la sortie d'étiage mais au contraire la retarde (Carluer *et al.*, 2016).

Toutefois, l'activité agricole, par une irrigation excédentaire, contribue à la recharge de la nappe dans certains cas. C'est le cas de la nappe de la plaine de la Crau, près d'Arles, rechargée par l'irrigation gravitaire du foin de Crau (voir chapitre 20).

En zone d'élevage, les prélèvements effectués directement dans le milieu naturel par les exploitants ou les animaux peuvent être importants et également impacter les débits des cours d'eau, notamment en tête de bassin. L'abreuvement des animaux peut devenir un enjeu critique quand l'épuisement des ressources amène les éleveurs à basculer sur les réseaux d'eau potable, coûteux et inadaptés à ces niveaux de demande. Ces prélèvements liés à l'élevage sont moins bien connus du fait de la diversité d'origine des ressources en eau mobilisées et du volume prélevé souvent inférieur au seuil de 1 000 m³/an rendant la déclaration obligatoire. Ils peuvent être

assimilés à des prélèvements domestiques. Des estimations sont néanmoins possibles par recoupement d'informations indirectes. Par exemple dans le département de l'Indre, on estime que l'élevage est responsable de 9 % du volume prélevé contre 21 % pour l'irrigation (Préfecture de l'Indre, 2017). Dans certaines conditions, cette part est plus élevée. C'est le cas en Mayenne où l'élevage est responsable de 30 à 45 % des volumes totaux prélevés dans les eaux souterraines, qui représentent 25 % des prélèvements de l'ensemble des usages du bassin versant (SAGE de la Mayenne, s.d.). Du fait de la part prépondérante de l'abreuvement, la consommation d'eau des élevages, tout comme l'irrigation, connaît un pic durant l'été. Elle est plus marquée en cas de sécheresse.

## Impact sur la qualité de l'eau

L'activité agricole est reconnue comme l'une des activités anthropiques à l'origine de la dégradation de la qualité des eaux observée à partir des années 1960. Cette dégradation est liée à l'emploi par les agriculteurs d'un ensemble de substances, fertilisantes et phytosanitaires notamment, permettant d'amplifier et de sécuriser la production agricole. Les résidus non utilisés ou les produits de transformation de ces substances constituent, en fonction de leur nature, des polluants potentiels des masses d'eau en connexion directe ou indirecte avec les territoires agricoles. Nitrates et pesticides de synthèse sont le plus souvent mentionnés. Mais parmi les substances polluantes liées à l'activité agricole, se trouvent également les métaux traces comme le cuivre issu des traitements phytosanitaires, les médicaments vétérinaires utilisés en élevage et les contaminants contenus dans les produits résiduaires organiques (boues de station d'épuration, composts, lisiers) épandus comme amendements ou fertilisants des sols.

On présente ici une brève synthèse de l'état de contamination chimique des eaux en France en lien avec les pratiques agricoles, ainsi qu'une revue des principaux mécanismes impliqués. Nous nous focalisons toutefois sur le cas des pollutions par les nitrates et les pesticides, qui sont les plus généralisées et les plus documentées.

### Bilan des contaminations en France

Adoptée en 2000, la directive cadre européenne sur l'eau a institué un rapportage régulier sur les efforts de son application par chaque État membre. Ce rapportage inclut un bilan de l'état des masses d'eau. Les données détaillées ci-après sont celles du rapportage 2016 pour la France, qui s'appuie sur les données recueillies en 2015 (Blard-Zakar et Michon, 2018). Près de 31 % des masses d'eau souterraine y sont jugées de qualité médiocre et sont déclassées en grande majorité du fait des teneurs trop élevées en polluants d'origine agricole : dans 73 % des cas à cause des teneurs en pesticides ; dans 59 % des cas en raison des teneurs en nitrates ; dans 1,5 % des cas à cause des teneurs en cuivre. Pour les eaux de surface, l'impact semble moindre : 16 % des masses d'eau de surface sont classées de mauvaise qualité et 5 % d'entre elles le sont à cause des teneurs en pesticides. Mais les seuils considérés et la liste de molécules recherchées pour les eaux de surface sont différents et généralement moins sévères que ceux des eaux souterraines, car ces dernières sont évaluées pour leur fonction potentielle d'approvisionnement en eau potable. On notera également que l'état chimique des eaux est évalué suivant une liste de molécules régulièrement

remise à jour, mais potentiellement en décalage avec la réalité des contaminations. C'est ainsi que l'herbicide glyphosate et l'AMPA (acide aminométhylphosphonique), son produit de dégradation, n'apparaissent pas en 2015 comme facteurs déclassant des masses d'eau de surface alors qu'ils correspondaient déjà aux substances pesticides les plus retrouvées dans les eaux en 2011 (CGDD/SOeS, 2014). Néanmoins, malgré ses limites, le rapportage effectué illustre bien l'impact déterminant de substances majoritairement issues des pratiques agricoles sur la qualité des ressources en eau en France en 2015. Une des conséquences est la fermeture de captages d'eau destinés à la consommation humaine. Entre 1994 et 2013, sur 7716 captages abandonnés, 39 % l'ont été en raison de teneurs trop élevées en nitrates ou en pesticides (CGDD, 2016).

L'analyse de l'évolution de la contamination des eaux ne montre malheureusement pas de tendance favorable nette pour ces polluants. Une baisse limitée de la contamination des eaux par les nitrates apparaît sur la période 1998-2017 à l'échelle nationale (CGDD, 2019). La pérennité de cette baisse reste toutefois à confirmer. Surtout, elle recouvre des disparités très fortes entre les régions françaises ; diminution des niveaux de contaminations de moitié dans certaines régions, stablité, voire augmentation des niveaux dans d'autres régions.

L'analyse de l'évolution des niveaux de contamination des eaux par les pesticides est plus problématique en raison de la diversité des molécules concernées, d'importantes variations d'usage liées notamment aux retraits et aux nouvelles homologations de molécules, ainsi que des changements dans les dispositifs de suivi (nombre et localisation des sites, nombre croissant de molécules suivies). Toutefois les données de surveillance[6] indiquent par exemple, qu'entre 2007 et 2012, la proportion des sites d'eaux de surface où la présence de pesticides est constatée reste légèrement supérieure à 90 % ; la proportion des sites présentant une concentration cumulée en pesticides de 0,5 µg/l augmente de 18 à 25 % (CGDD/SOes, 2017 et 2015). Ce constat de persistance, voire d'augmentation, des contaminations est à nuancer si l'on pondère les concentrations par un coefficient représentant l'écotoxicité de chaque pesticide. L'indice résultant montre une diminution de 19 % de la contamination de la ressource en eau de surface sur la période de 2008 à 2017 (CGDD, 2019), grâce aux substitutions des pesticides les plus toxiques opérées depuis quelques années.

## Pourquoi ces contaminations ?

La situation décrite ci-dessus est une conséquence inéluctable de l'augmentation massive de l'usage d'intrants en agriculture intervenue essentiellement dans la seconde moitié du xx^e siècle. Cet usage a été à la base de la révolution verte ayant permis d'améliorer la production alimentaire moyenne par être humain, malgré une croissance démographique très forte (Tilman *et al.*, 2002). Un simple calcul de dilution montre qu'il suffit d'une fraction mineure des quantités d'intrants utilisés, voire infinitésimale pour certains types de contaminants, pour dépasser les seuils de contamination autorisés. Par exemple, si l'on considère une pluviométrie moyenne

6. Voir publications des données de surveillance à www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr (consulté le 10 mars 2020).

de 800 mm/an en France métropolitaine, un retour moyen d'environ 600 mm vers l'atmosphère et donc une production d'eau bleue par percolation ou ruissellement d'environ 200 mm, soit 2 000 $m^3$ par hectare, il suffit de 5,4 tonnes de substances pesticides pour contaminer l'eau bleue produite chaque année par les 27 millions d'hectares de surface agricole en France à une concentration égale à 0,1 g/l, seuil maximal autorisé de contamination de l'eau potable par les pesticides. Cette quantité est à comparer aux 70 000 tonnes de substances actives de pesticides épandus en France chaque année, dont 23 % sont classés toxiques, très toxiques, cancérigènes, mutagènes ou reprotoxiques (CGDD/SOeS, 2017). Dans ces conditions, malgré tous les efforts faits pour favoriser la rétention et la dégradation des substances sur les lieux même de leur épandage, on ne peut assurer que les fuites ne dépasseront pas ces 5,4 tonnes (soit moins de 1/10 000 des quantités épandues) conduisant au maximum autorisé de contamination des eaux. Ainsi, une réduction drastique de l'usage des pesticides apparaît comme la seule voie réaliste à terme pour rétablir la qualité des eaux en France.

Pour la contamination des eaux en nitrates, les ordres de grandeurs sont bien différents en raison d'un seuil de contamination de l'eau potable bien supérieur fixé à 50 mg $NO_3$/l. La contamination des eaux bleues produites en France à ce niveau de 50 mg/l correspondrait à un apport de 0,6 million de tonnes d'azote. Cette quantité peut être comparée aux 4,7 millions de tonnes d'azote épandues annuellement sur les sols agricoles en France ou au surplus entre les quantités épandues et les quantités prélevées par les cultures, soit 1,1 million de tonnes (Snoubra, 2012). La contamination de l'eau par les nitrates n'est donc pas étonnante. Sa réduction pour respecter les normes de potabilité de l'eau nécessite sans doute un niveau d'effort moindre que celui lié à la pollution par les pesticides. Mais elle doit être amplifiée pour la protection des milieux aquatiques vis-à-vis du risque d'eutrophisation causé par des flux excédentaires d'azote et de phosphore. En effet, des phénomènes d'eutrophisation sont identifiés pour des contaminations de l'eau en nitrates d'un ordre de grandeur inférieur au seuil de potabilité (Pinay *et al.*, 2017), ce qui peut nécessiter un effort très important localement.

## Quantité et qualité de la ressource ne sont pas indépendantes

S'il est classique de traiter les aspects quantitatifs et qualitatifs de la ressource en eau de manière distincte, ils ne sont néanmoins pas indépendants.

Plus les objectifs de rendement de l'agriculteur sont élevés, plus celui-ci intensifie en général son système de production. Il utilise alors plus d'intrants et irrigue en plus grande quantité ; ce qui implique plus de risque de pollution de l'eau et de prélèvements dans la ressource en eau. Or, plus les irrigants prélèvent l'eau, plus les débits des cours d'eau ou les niveaux de nappe baissent. Cela correspond à une baisse des volumes d'eau et donc à une concentration des polluants : la qualité de l'eau se réduit à cause de la diminution de la capacité de dilution. Cependant, les éléments chimiques appliqués aux cultures (fertilisation, protection phytosanitaire) n'affectent la qualité de l'eau que par l'intermédiaire de l'eau de pluie et de l'eau d'irrigation qui permettent leur migration vers les cours d'eau ou les nappes. Qualité et quantité sont donc intimement liées.

Historiquement, les débits seuils utilisés pour la gestion des cours d'eau ont été définis en relation avec la qualité de l'eau. Il s'agissait d'assurer un débit suffisant pour diluer les rejets urbains et industriels polluants (Fernandez et Debril, 2016). Dans les années 1970, on parlait alors de « débit objectif de qualité », terme qui explicite bien le lien entre le débit et la qualité. Puis dans les années 1980, la notion de « débit minimum admissible » a incarné la volonté d'agir sur les débits pour contrôler les concentrations de polluants. Aujourd'hui, le « débit d'objectif d'étiage » (DOE) traduit non pas une capacité à diluer les polluants, mais un état désiré de l'hydrosystème. Il s'agit d'un débit seuil au-dessus duquel l'ensemble des usages et le bon fonctionnement de l'environnement aquatique – supposant une bonne qualité de l'eau – sont considérés comme garantis.

## ⏩ Les leviers agricoles de gestion quantitative et qualitative de la ressource en eau

Pour préserver la ressource en eau en quantité et en qualité tout en maintenant une production économiquement viable, plusieurs stratégies peuvent être mises en œuvre. Elles mobilisent indépendamment ou conjointement de nombreux moyens d'action. Nous présentons les principaux moyens d'action et stratégies.

### Les stratégies

On peut distinguer quatre stratégies principales :
– limiter les besoins en intrants (eau ou intrants chimiques). La limitation des besoins en eau d'un élevage ou des systèmes de cultures conduit à réduire les prélèvements potentiels d'eau dans la ressource. La réduction de l'usage d'intrants – fertilisants et produits phytosanitaires – permet en principe de diminuer le risque de contamination des eaux après épandage de ces produits. Il faut toutefois noter que la réduction du risque ne dépend pas que des quantités épandues, mais aussi des pratiques agricoles ; une même quantité épandue pouvant conduire à des contaminations différentes dans une même parcelle selon l'entretien du sol effectué par l'agriculteur (Lennartz *et al.,* 1997) ;
– augmenter les ressources disponibles. Cette stratégie a été largement mise en œuvre en arido-culture. Le principe est de combiner différentes opérations techniques pour notamment maximiser le stockage de l'eau au semis de la culture ou au démarrage de la saison de végétation. Elle peut aussi être mise en œuvre pour augmenter, sans intrants spécifiques, le stock de fertilisants disponibles pour une culture en favorisant par exemple la fixation symbiotique de l'azote atmosphérique dans le sol. Cette stratégie est de fait complémentaire de la précédente, puisqu'en augmentant les ressources, elle diminue les besoins en intrants ;
– améliorer l'efficience des intrants utilisés. Il s'agit d'améliorer le ratio entre production et intrants ; qu'il s'agisse d'eau, de fertilisants ou de produits phytosanitaires. Cette stratégie peut passer par la recherche d'une limitation des pertes d'intrants – par exemple, pertes d'eau en irrigation, dérive lors de la pulvérisation de pesticides – ou d'une meilleure valorisation des intrants par la culture – par exemple par une plus grande biomasse produite par unité d'eau consommée par la plante – ;
– remédier aux impacts négatifs des pratiques agricoles. Ceci vaut surtout pour la préservation de la qualité de l'eau. S'il n'est pas réalisable d'éviter la contamination

de l'eau à la sortie des parcelles agricoles, il est néanmoins possible de réduire la contamination à l'aval de la parcelle par des dispositifs tampons dans lesquels les contaminants seront filtrés, voire éliminés.

## Les moyens d'action

### Choix des espèces et des variétés cultivées

Il s'agit d'un choix crucial qui influe fortement sur les besoins en intrants. En effet, la consommation en eau des cultures dépend pour l'essentiel de la position temporelle, de la durée de leur cycle et du climat moyen pendant ce cycle (Amigues *et al.*, 2006). Ainsi, le choix d'espèces et de variétés à cycle de développement raccourci ou décalé par rapport aux périodes à fortes demande climatique limite les besoins en eau, et donc en irrigation, notamment durant les périodes de fortes tensions sur la ressource en eau. La culture d'espèces tolérantes au stress hydrique, en raison d'une tolérance physiologique intrinsèque comme le tournesol ou le sorgho, ou de capacités élevées d'enracinement et d'extraction de l'eau du sol comme la vigne ou la luzerne, limite aussi le risque de pertes de rendement en périodes de fortes contraintes sur la ressource en eau disponible.

Le choix d'espèces et de variétés est tout aussi déterminant pour préserver la qualité de l'eau. Par exemple, l'introduction de légumineuses en association avec d'autres espèces ou dans une rotation, ainsi que la mise en place de cultures intermédiaires pièges à nitrates permettent de réduire les besoins en fertilisants azotés, ou de réduire les risques de lixiviation de l'azote vers les eaux. Enfin, la sélection variétale est considérée comme un levier important dans le plan Ecophyto[7] pour identifier des variétés résistantes aux bioagresseurs et ainsi réduire l'usage des pesticides et leurs impacts en matière de contamination de l'environnement. Toutefois, ces choix risquent d'induire une baisse du rendement maximum atteignable ou d'obliger à terme à des changements significatifs dans les filières de production sur un territoire donné.

### Conception des itinéraires techniques

L'itinéraire technique caractérise les différentes manières de conduire une culture et inclut toutes les techniques culturales mises en œuvre, notamment les techniques d'irrigation, d'entretien du sol, de fertilisation, de protection phytosanitaire et de récolte. La plupart de ces techniques ont des effets directs et indirects sur la ressource en eau. Elles peuvent donc réciproquement être des leviers pour gérer la ressource. À l'évidence, les techniques d'irrigation sont un levier majeur. Il a été démontré que le changement de techniques d'irrigation peut entraîner des économies d'eau substantielles sans baisse du rendement des cultures, par exemple en passant de l'irrigation par aspersion au goutte-à-goutte (Serra-Wittling et Molle, 2017), mais aussi des diminutions d'intrants dans le cas de la fertigation.

Les autres techniques ont aussi un rôle important.

---

7. Le plan Écophyto vise à réduire l'utilisation des produits phytosanitaires en France tout en maintenant une agriculture économiquement performante. https://agriculture.gouv.fr/ecophyto (consulté le 2 décembre 2019).

Il en est ainsi des techniques d'entretien du sol, potentiellement très diverses en fonction de la nature du travail du sol effectué (profondeur, outil utilisé et fréquence), de la gestion des résidus de culture ou d'interculture (exportation, incorporation, couverture…) et des adventices (coupe, destruction, incorporation). Ces techniques influent sur la structure porale et la composition de la couche de superficielle du sol. De nombreuses fonctions du sol sont donc affectées, notamment l'infiltrabilité, le potentiel de ruissellement et d'évaporation, ainsi que la rétention en eau et en éléments, dont ceux susceptibles de dégrader la qualité de l'eau comme l'azote et les pesticides. Des techniques de travail du sol dites «de conservation» sont souvent actuellement recommandées pour limiter la battance et le ruissellement : depuis le labour réduit en profondeur jusqu'au non-labour, mais toujours avec une couverture du sol d'au moins 30 % de la surface avec des résidus de récolte. Néanmoins, ces techniques de conservation des sols ont aussi entraîné une augmentation des traitements herbicides (Alletto *et al.*, 2010) qui est susceptible d'affecter, en termes de qualité d'eau, le gain escompté en stockage d'eau lié à la réduction du ruissellement. Cet exemple illustre non seulement qu'il est peu pertinent d'examiner l'influence d'une seule action culturale sans examiner l'ensemble de l'itinéraire technique, mais aussi que les interventions agricoles agissent à la fois sur les aspects quantitatifs et qualitatifs de la ressource en eau.

### Assolement et association des cultures

De manière générale, la diversification des espèces cultivées sur un territoire donné apparaît comme un moyen très efficace pour mieux répartir, voire limiter globalement, les besoins en eau durant l'année. Elle permet d'éviter des pics élevés de besoins en eau d'irrigation. Elle permet également de limiter le besoin en intrants (fertilisants, pesticides) par la valorisation des complémentarités entre espèces cultivées ou par la réduction de la propagation des bioagresseurs en provoquant une discontinuité de leurs habitats. Par exemple, substituer les monocultures de maïs irrigué par des rotations plus diversifiées avec des cultures d'hiver (pas ou peu irriguées) et de printemps (irriguées plus tôt ou moins) a un effet positif sur les flux des cours d'eau du fait d'une réduction significative des prélèvements et de leur étalement dans le temps (Allain *et al.*, 2018; voir chapitre 16). De même, la qualité de l'eau est positivement impactée par l'augmentation du nombre d'espèces cultivées présentes sur les aires d'alimentation et de captage d'eau potable, comme cela est illustré au chapitre 17 de cet ouvrage.

### Aménagements du paysage

Sur le plan de la gestion quantitative, les aménagements paysagers ont toujours été réalisés pour accroître la ressource en eau disponible pour les cultures. Dans de nombreux pays du monde, les versants sont aménagés en banquettes ou avec des réseaux de talus pour limiter le ruissellement et augmenter la recharge en eau des sols. En France, où les banquettes sont peu fréquentes ou abandonnées, les agriculteurs réclament l'installation de retenues collinaires, déjà existantes dans certaines régions, pour fournir de nouvelles ressources en eau d'irrigation. C'est un levier important qui peut permettre d'éviter des prélèvements dans les rivières ou les nappes durant les périodes d'étiage. Pour cela, il faut toutefois que les retenues captent essentiellement de l'eau qui serait naturellement sortie du bassin versant durant la période pluvieuse et non celle qui alimente les nappes, sources des débits d'étiage en été.

Au plan de la gestion qualitative, de nombreuses infrastructures paysagères sont envisageables pour restaurer la qualité de l'eau; leur fonction est celle de dispositifs tampons qui éloignent les lieux d'épandage des zones vulnérables à la contamination (rivières, zones d'habitation). Pour la plupart, leur rôle est aussi de favoriser la décontamination de l'eau par rétention, transformation et dégradation des substances polluantes (Maillet-Mezeray et Gril, 2010). Les zones non traitées et les bandes enherbées correspondent à de tels dispositifs qui sont intégrés dans la réglementation relative à l'utilisation des pesticides (arrêté du 12 septembre 2006) et dans les mesures agri-environnementales et climatiques de la politique agricole commune de l'Union européenne. Ils peuvent être complétés par des fossés végétalisés et par des zones humides naturelles ou artificielles. Toutes ces infrastructures ont un effet démontré de filtre pour les pesticides par leur capacité de rétention des molécules polluantes et par leur activité biologique favorable à la dégradation des composés organiques. Les zones humides sont de surcroît reconnues comme des milieux permettant la dénitrification et donc l'élimination des nitrates, en quantités limitées toutefois (Peyraud *et al.*, 2014). Enfin, il est utile de citer, au-delà de l'implantation volontaire de zones tampons, l'exploitation de l'ensemble des espaces interstitiels des parcelles et de leur biodiversité. Dans le cadre d'une gestion agroécologique du paysage, ces espaces peuvent aider à réduire la pression des bioagresseurs des cultures (Veres *et al.*, 2013) et ainsi limiter le besoin d'intrants et les risques consécutifs aux fuites de contaminants.

### Évolutions technologiques

La mise en œuvre des moyens d'action de gestion de la quantité et de la qualité des ressources en eau dépend souvent, et tire parti des évolutions technologiques dans le secteur de l'agroéquipement.

En premier lieu, on peut citer les évolutions qui autorisent des économies d'intrants sans remettre en cause fondamentalement le mode de conduite des cultures. Il s'agit par exemple du passage de systèmes d'irrigation par aspersion à des systèmes goutte-à-goutte qui permettent une économie d'eau allant jusqu'à 25 % pour une même satisfaction des besoins en eau d'une culture (Serra-Wittling et Molle, 2017). Il peut s'agir aussi d'utiliser des buses antidérives et des bacs récupérateurs lors de la pulvérisation de pesticides avec une efficacité de protection phytosanitaire similaire. Plus de 30 % de produits peuvent être économisés (Codis *et al.*, 2018). Il s'agit aussi de l'utilisation des nouvelles technologies à bases de capteurs, de géolocalisation et d'outils numériques de traitement de l'information afin de mieux piloter et d'optimiser les actions menées. Le suivi rapproché des besoins des cultures aux plans temporel et spatial pour optimiser l'usage des intrants en est un exemple (Naud *et al.*, 2018).

En second lieu, intervient l'emploi des nouvelles technologies exigé par des moyens d'action modifiant les pratiques agricoles actuelles. C'est ainsi que de nouveaux outils sont nécessaires par exemple pour implanter et récolter des cultures en association ou pour entretenir des zones tampons.

## ⏩ Conclusion

Les interdépendances entre gestion agricole et l'état et le devenir des ressources en eau sont intrinsèques et nombreuses. L'activité agricole est régulièrement questionnée sur l'importance de ses prélèvements de la ressource en eau ou sur les

composés chimiques exogènes épandus dans les champs et qui se dispersent ensuite dans les écosystèmes, en particulier dans le compartiment aquatique. Ce questionnement est légitime au regard des observations de la variabilité quantitative et qualitative actuelle de la ressource en eau dans de nombreuses régions françaises. Les changements climatiques en cours en renforcent l'acuité.

Les acteurs agricoles sont donc invités à modifier leurs pratiques pour préserver la ressource en eau. Comme on l'a vu, ils disposent à cet effet de nombreux leviers techniques. Toutefois, dans la plupart des situations, aucun levier n'est déterminant à lui seul pour assurer une préservation durable de la ressource en eau. De surcroît, certains leviers peuvent avoir des effets antagonistes sur la qualité et la quantité de la ressource, tandis que d'autres jouent de manière synergique. Seule une combinaison cohérente de leviers est susceptible de répondre à cet objectif, mais elle n'est pas triviale et doit être adaptée à chaque territoire. Les études de cas, présentées dans les chapitres 15 à 20, en sont des exemples. Il est à noter que la mise en œuvre de nombreux leviers comme les assolements, la fertilisation, la protection phytosanitaire ou la gestion des sols est contrainte dans un territoire donné selon les moyens de production des exploitations et les filières existantes de valorisation des produits.

Les changements nécessaires peuvent impliquer une reconception profonde des systèmes agricoles (voir chapitre 13) et donc des investissements importants, notamment sur le plan des compétences techniques, des moyens de production et des circuits économiques. Une gestion intégrée de l'eau dans les territoires ruraux au bénéfice de l'ensemble des usagers de la ressource ne pourra donc être efficace sur le long terme que si elle considère toutes les interdépendances entre agriculture et ressource en eau et s'approprie les problématiques qui se posent aux acteurs agricoles.

Pour ces acteurs agricoles, la gestion de l'eau n'est d'ailleurs qu'un des éléments de la transition agroécologique qu'il leur est demandé d'assumer dans l'avenir pour aboutir à des modes de production compétitifs sur le plan économique, plus durables sur le plan environnemental et plus justes sur le plan social.

## ⏩ Références bibliographiques


Agreste, 2018a. Dépendance économique irrigants maïs en Occitanie. *Analyses et études*, 3 juin 2017 (publié le 26/02/2018), 4 p. http://draaf.occitanie.agriculture.gouv.fr (consulté le 28 août 2019).

Agreste, 2018b. L'irrigation contribue à 18 % de la valeur de la production agricole. *Analyses et études*, 5 janvier 2018 (publié le 26/02/2018), 4 p. http://draaf.occitanie.agriculture.gouv.fr (consulté le 28 août 2019).

Allain S., Obiang Ndong G., Lardy R., Leenhardt D., 2018. Integrated assessment of four strategies for solving water imbalance in an agricultural landscape. *Agronomy for sustainable development* . 38: 60. doi.org/10.1007/s13593-018-0529-z

Alletto L., Coquet Y., Benoit P., Heddadj D., Barriuso E., 2010. Tillage management effects on pesticide fate in soils. A review. *Agronomy for sustainable development*, 30(2), 367-400. doi: 10.1051/agro/2009018.

Amigues J.P., Debaeke P., Itier B., Lemaire G., Seguin B., Tardieu F., Thomas A. (eds), 2006. Sécheresse et agriculture. Réduire la vulnérabilité de l'agriculture à un risque accru de manque d'eau. Expertise scientifique collective, synthèse du rapport, INRA (France), 72 p.

Blard-Zakar A., Michon J., 2018. *Bulletin - Rapportage 2016 des données au titre de la DCE* (*rapportage 2016*). Paris : Agence française de la biodiversité, 16 p.

Carluer N., Babut M., Belliard J., Bernez I., Burger-Leenhardt D., Dorioz J.M., Douez O., Dufour S., Grimaldi C., Habets F., Le Bissonnais Y., Molénat J., Rollet A.J., Rosset V., Sauvage S., Usseglio-Polatera P., Leblanc B., 2016. Expertise scientifique collective sur l'impact cumulé des retenues. Rapport de synthèse. 82 p. + annexes.

CGDD/SOeS, 2010. Les pesticides dans les milieux aquatiques. Données 2007. Paris : Commissariat général au développement durable. Études et documents, 26.

CGDD/SOeS, 2014. L'environnement en France. Service de l'observation et des statistiques. Paris : Commissariat général au développement durable. https://ree.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/references-ree-2014.pdf (téléchargé le 25 janvier 2019).

CGDD/SOeS, 2015. Les pesticides dans les cours d'eau français en 2013. Paris; Commissariat général au développement durable. *Chiffres et statistiques*, 697.

CGDD/SOeS, 2016. Repères : L'eau et les milieux aquatiques. Chiffres clés. Commissariat général au développement durable/Service de l'Observation et des Statistiques. www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr (consulté le 25 janvier 2019).

CGDD/SOeS, 2017. Pesticides : évolution des ventes, des usages et de la présence dans les cours d'eau depuis 2009. Datalab Essentiel, mars 2017, 4 p. www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr (consulté le 25 janvier 2019).

CGDD, 2019. *Rapport de synthèse : l'environnement en France. Commissariat général au développement durable*. Paris : Documentation française, 220 p.

Codis S., Carra M., Delpuech X., Montegano P., Nicot H., Ruelle B., Ribeyrolles X., Savajols B., Vergès A., Naud O., 2018. Dataset of spray deposit distribution in vine canopy for two contrasted performance sprayers during a vegetative cycle associated with crop indicators (LWA and TRV). *Data in brief*, 18 : 415-421.

Durpoix A., Barataud F., 2014. Intérêts de l'analyse territorialisée des parcellaires des exploitations agricoles concernées par une aire d'alimentation de captage. *Revue science eaux et territoires*, hors-série, 6 p. www.set-revue.fr/interets-de-lanalyse-territorialisee-des-parcellaires-des-exploitations-agricoles-concernees-par-une (consulté le 16/07/2018).

FAO, 2002. *Eau et agriculture : produire plus avec moins d'eau*. Rome : Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture, 31 p.

Falkenmark M., Rockström J., 2006. The new blue and green water paradigm: breaking new ground for water resources planning and management. *Journal of water planning and management*, 132(3): 129-132.

Fernandez S., Debril T., 2016. Qualifier le manque d'eau et gouverner les conflits d'usage : le cas des débits d'objectif d'étiage (DOE) en Adour-Garonne. *Développement durable et territoires*, 7(3). http://developpementdurable.revues.org/11463, Doi : 10.4000/developpementdurable.11463.

Institut de l'élevage, 2010. La maîtrise de la consommation d'eau en élevage laitier. Collection L'essentiel. 4 p.

Lennartz B., Louchart X., Voltz M., Andrieux P., 1997. Diuron and simazine losses to runoff water in mediterranean vineyards as related to agricultural practices. *Journal of environmental quality*, 26(6) : 1493-1502.

Lerbourg F., 2012. Des surfaces irrigables en baisse depuis 2000. *Agreste primeur*, 292 : 4 p.

Maillet-Mezeray J., Gril J.J., 2010. Zones tampons : état des connaissances techniques et mise en œuvre. *Fourrages*, 202 : 111-116.

Massabie P., Aubert C., Ménard J.L., Roy H., Boulestreau-Boulay A.L., Dubois A., Dezat E., Dennery G., Roussel P., Martineau C., Brunschwig P., Thomas J., Quillien J.P., Briand P., Coutant S., Fulbert L., Huneau T., Lowagie S., Magnière J.P., Nicoud M., Piroux D., Boudon A., 2013. Maîtrise des consommations d'eau en élevage : élaboration d'un référentiel, identification des moyens de réduction, construction d'une démarche de diagnostic. *Innovations agronomiques*, 30 : 87-101.

Milano M., Ruelland D., Fernandez S., Dezetter A., Fabre J., Servat E., Fritsch J.M., Ardoin-Bardin S., Thivet G., 2013. Current state of mediterranean water resources and future trends under climatic and anthropogenic changes. *Hydrological sciences journal*, 58(3): 498-518. DOI: 10.1080/02626667.2013.774458.

Nasri S., 2007. Caractéristiques et impacts hydrologiques de banquettes en cascade sur un versant semi-aride en Tunisie centrale. *Journal des sciences hydrologiques*, 52(6), 1134-1145. DOI: 10.1623/hysj.52.6.1134.

Naud O., Davy A., Codis S., 2018. Traiter avec précision – concepts en jeu dans le contexte de la gestion du mildiou et de l'oïdium de la vigne. *Innovations agronomiques*, 67 : 17-22. dx.doi.org/10.15454/F5MZZT.

Peyraud J.L., Cellier P., Donnars C., Vertes F., Aarts F., Béline F., Bockstaller C., Bourblanc M., Delaby L., Dourmad J.Y., Dupraz P., Durand P., Faverdin P., Fiorelli J.L., Gaigné C., Girard A., Guillaume F., Kuikman P., Langlais A., Le Goffe P., Le Perchec S., Lescoat P., Morvan T., Nicourt C., Parnaudeau V., Réchauchère O., Rochette P., Veysset P., 2014. *Réduire les pertes d'azote dans l'élevage.* Versailles : Éditions Quæ, 168 p.

Pinay G., Gascuel C., Ménesguen A., Souchon Y., Le Moal M., Levain A., Etrillard C., Moatar F., Pannard A., Souchu P., 2017. *L'eutrophisation : manifestations, causes, conséquences et prédictibilité*. Synthèse de l'Expertise scientifique collective CNRS, Ifremer, INRA, Irstea (France). Paris : CNRS, 148 p.

Préfecture de l'Indre, 2017. *Étude «Construction de réserves d'eau à usage agricole dans l'Indre»*. Châteauroux : Préfecture de l'Indre, 78 p. www.indre.gouv.fr/content/download/14437/108806/file/Rapport_Etude_IrrigationVdef-2.pdf (consulté le 10 mars 2020).

SAGE de la Mayenne, s.d. *Bassin de la Mayenne. Partie 1*. Laval : Sage de la Mayenne, 60 p. www.gesteau.fr/DOC/SAGE/upload/doc_SAGE04018-1233847508.pdf.

Serra-Wittling C., Molle B., 2017. *Évaluation des économies d'eau à la parcelle réalisables par la modernisation des systèmes d'irrigation*. Montpellier : Irstea, 149 p. www.reseau-eau.educagri.fr/files/EvaluationDesEconomiesDeauALaParcelleRe_fichierRessource1_rapport_efficience_irrigation.pdf (consulté le 10/03/2020).

Shiklomanov I., 1993. World fresh water resources. *In: Water in crisis: a guide to the world's fresh water resources*, Gleick H. (ed.). New York: Oxford university press.

Snoubra B., 2012. L'analyse spatiale des pressions agricoles : surplus d'azote et gaz à effet de serre. Commissariat général au développement durable. *Le Point sur*, 113 : 4 p.

Tilman D., Cassman K.G., Matson P.A., Naylor R., Polasky S., 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*, 418: 671-677.

Trambouze W., Voltz M., 2001. Measurement and modelling of the transpiration of a Mediterranean vineyard. *Agricultural and forest meteorology*, 107: 153-166.

Veres A., Petit S., Conord C., Lavigne C., 2013. Does landscape composition affect pest abundance and their control by natural enemies? A review. *Agriculture, ecosystems and environment*, 166: 110-117. https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.05.027.

Chapitre 2

# Le cadre réglementaire, les acteurs et les instruments de la gestion intégrée des ressources en eau en France

Olivier Petit

Bien qu'elle soit abondamment mobilisée depuis le début des années 1990 à l'occasion des grands rendez-vous internationaux du domaine de l'eau douce (Petit, 2009), la gestion intégrée des ressources en eau (GIRE ci-après) demeure difficile, au-delà des grands principes, à délimiter clairement au niveau opérationnel. Dans son sens le plus large, la GIRE désigne, dans une perspective systémique, la prise en compte d'objectifs demeurés longtemps cloisonnés. Il s'agit d'appréhender de manière conjointe les enjeux qualitatifs et quantitatifs, les eaux de surface et les eaux souterraines, l'eau douce et l'eau marine, dans un cadre territorial cohérent (le bassin versant). Ceci, tout en respectant un équilibre entre enjeux économiques, sociaux et environnementaux par la mise en place de mécanismes incitatifs et de processus participatifs (Biswas, 2004; Petit, 2009).

Ces objectifs sont souvent considérés comme trop génériques car ne s'adaptant pas toujours aux spécificités locales (Shah et van Koppen, 2006), voire inatteignables car trop ambitieux ou déconnectés des réalités (Molle, 2008). De fait, ils peinent à être mis en œuvre dans certains pays en développement (Petit et Baron, 2009; Nicol et Odinga, 2016). Pourtant, il n'est pas exagéré de dire que les politiques européenne et française de l'eau ont été conçues selon des principes similaires à ceux de la GIRE. Dans cette perspective, un certain nombre de mécanismes réglementaires, d'instruments participatifs et économiques ont été mis en place avec des succès divers. L'objectif de ce chapitre est de présenter la manière dont les principes de la gestion intégrée des ressources en eau ont été appliqués en France, en particulier dans le contexte de la mise en œuvre de la directive cadre européenne sur l'eau, et leur déclinaison dans le domaine agricole.

Pour ce faire, nous rappelons les axes à partir desquels une politique publique de gestion intégrée des ressources en eau est envisageable en revenant sur les principaux textes adoptés au cours de ces cinquante dernières années (depuis la loi de 1964) et les principaux acteurs qui interviennent dans la mise en œuvre de ces politiques. Ensuite, nous analysons les dispositions réglementaires et les instruments dérivés ayant conduit à reconnaître le bassin versant comme territoire de référence

pour la gestion de l'eau douce. La section suivante est consacrée aux dispositifs conduisant à traiter des ressources en eau d'un point de vue intersectoriel (agriculture et alimentation en eau potable par exemple), au travers de mécanismes dédiés, dans les domaines se situant à l'interface entre l'eau et l'agriculture. Par la suite, nous étudions la manière dont les dimensions économique et participative sont intégrées au sein de la politique de l'eau, ainsi que les instruments qui leurs sont associés. Enfin, nous discutons de l'efficacité de cette politique, au regard des objectifs d'atteinte du bon état des masses d'eau au sein de l'Union européenne.

## ⏩ Les politiques de l'eau en France sont-elles intégrées ?

La France est souvent citée en exemple pour avoir mis en place très tôt une politique de gestion intégrée de ses ressources en eau (Descroix, 2012). Même si les contours de cette notion demeurent largement discutés, notamment au plan académique (Biswas, 2004; Molle, 2012; Petit, 2016), il est habituel de caractériser la gestion intégrée des ressources en eau par :
- la reconnaissance d'un cadre de gestion territorial fondé sur le bassin versant;
- la prise en compte des enjeux intersectoriels liés à la ressource et à ses usages;
- la mise en place de mécanismes de concertation ou de gestion participative, à l'échelle des bassins et des sous-bassins;
- l'importance d'instruments économiques incitatifs.

Nous présentons ci-après les principaux textes adoptés en France depuis la loi sur l'eau de 1964, pour souligner la manière dont ces différents principes sont progressivement venus alimenter la politique française de l'eau douce.

### Les lois de 1964 et 1992

La loi n° 64-1245 du 16 décembre 1964 – relative au régime et à la répartition des eaux et à la lutte contre leur pollution – constitue un cadre de référence permettant de construire une politique de gestion des ressources en eau de manière intégrée. En effet, cette loi a établi, sur le territoire métropolitain, six grands bassins hydrographiques dotés chacun d'un comité de bassin[1] et administrés par des agences financières de bassin (dénommées par la suite Agences de l'eau). Ces agences collectent des redevances auprès des différentes catégories d'usagers, destinées au financement des travaux dans le domaine de l'eau. Les redevances ont été conçues comme des instruments économiques permettant d'internaliser les externalités liées aux usages de l'eau (Drobenko, 2015).

Le cadre opérationnel de la loi de 1964 a été complété en 1992 par une nouvelle loi sur l'eau : la loi sur l'eau n° 92-3 du 3 janvier 1992. Cette loi définit deux instruments de planification :
- les schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE) couvrant le territoire de chacun des six grands bassins hydrographiques et qui ont un caractère obligatoire;

1. Le comité de bassin est une instance de concertation souvent présentée comme le «Parlement de l'eau».

– les schémas d'aménagement et de gestion des eaux (SAGE), instruments de planification optionnels mis en place au niveau des bassins versants ou des sous-bassins.

Dans le cadre de cette loi, la concertation est renforcée par la mise en place de commissions locales de l'eau (CLE) chargées d'élaborer les SAGE et d'en assurer le suivi. Cependant, comme le souligne Alexandre Brun (2012), les CLE disposent toujours d'un rôle limité, dans la mesure où elles ne peuvent pas assurer la maîtrise d'ouvrage d'études et de travaux.

## La directive cadre européenne sur l'eau

Au début des années 2000, l'adoption de la directive cadre européenne sur l'eau (DCE[2]) constitue un prolongement des dispositifs mis en place en France. En effet, cette directive s'inspire très largement des modèles de gestion de l'eau par bassin adoptés dans les pays fortement centralisés (France, Espagne ou Angleterre), tout en empruntant aux modèles germaniques (Allemagne et Autriche) l'idée de bon état écologique. Cependant, cette directive tranche sensiblement avec les précédents textes – dont la portée était souvent limitée à un enjeu ou à un problème – qui régissaient la gestion de l'eau en Europe, dans la mesure où elle fixe des objectifs ambitieux d'atteinte du bon état qualitatif et quantitatif de l'ensemble des masses d'eau au niveau de l'Union européenne, bien qu'elle prévoit aussi déjà certaines dérogations (Bouleau, 2008). Il ne s'agit donc plus d'une politique de moyens comme cela prévalait jusqu'alors, mais d'une politique orientée vers des objectifs chiffrés. Les instruments mobilisés pour atteindre ces objectifs relèvent de :
– la planification à l'échelle du district hydrographique. Des plans de gestion, analogues en France aux schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE), sont prévus à cet effet ;
– la concertation entre les parties-prenantes. Le principe de participation est acté dans la DCE et celle-ci se décline à l'échelle des districts et aux échelles infra ;
– l'usage d'instruments économiques, censés jouer un rôle incitatif pour les usagers de la ressource.

En outre, cette politique se dote progressivement d'indicateurs de mesure dont les bases vont évoluer assez largement au fil du temps (Bouleau *et al.*, 2017), et qui s'avèrent indispensables pour mesurer l'écart entre l'état initial des masses d'eau et le bon état à atteindre.

La loi n° 2006-1772 du 30 décembre 2006 sur l'eau et les milieux aquatiques (Lema) entend fournir les outils permettant d'atteindre les objectifs écologiques ambitieux fixés par la directive cadre européenne sur l'eau (DCE). Sans remettre en cause les principes établis par les lois de 1964 et de 1992, cette loi a notamment permis de renforcer la portée des schémas d'aménagement et de gestion des eaux et de créer un établissement public (décret du 25 mars 2007) : l'Office national de l'eau et des milieux aquatiques (Onema).

Cet office dispose de compétences scientifiques et techniques qu'il met notamment au service du système national d'information sur l'eau. Il exerce également des

2. Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau.

actions de prévention et des missions liées à la police de l'eau, sous l'autorité des préfets de département. Après plusieurs années d'incertitude sur son rôle, l'Onema a été intégré à l'agence française pour la biodiversité (AFB) le 1er janvier 2017 à la suite de l'adoption, le 8 août 2016, de la loi 2016-1087 pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages. Les missions de l'AFB demeurent identiques à celles que l'Onema exerçait en matière de gestion et de politique de l'eau. Mais les rapprochements opérés avec l'agence des aires marines protégées, l'établissement public « Parcs nationaux de France » et le groupement d'intérêt public « Atelier technique des espaces naturels » soulignent la volonté d'appréhender conjointement les enjeux de gestion de l'eau et de biodiversité. L'objectif de gestion intégrée de l'eau et des écosystèmes est ainsi renforcé.

## ⏩ Le bassin versant est-il le territoire de référence de la gestion intégrée des ressources en eau ?

Pendant longtemps, la gestion intégrée des ressources en eau et la gestion par bassin versant ont été synonymes, à tel point qu'aujourd'hui certains organismes continuent d'associer quasi exclusivement ces deux notions[3], sans prendre la mesure des évolutions sémantiques – parfois imprécises, reconnaissons-le – que la gestion intégrée des ressources en eau a pu connaître.

Dans cette section, nous mettons transitoirement de côté les autres aspects associés à la gestion intégrée des ressources en eau (les enjeux intersectoriels liés à la ressource et à ses usages, la dimension participative et le recours aux instruments économiques incitatifs), même si tous ces autres aspects prennent sens au sein d'un territoire délimité par des frontières physiques qui semblent s'abstraire des enjeux politiques[4].

La gestion de l'eau par bassin versant a au moins un siècle d'existence sur le plan pratique. Mais de nombreux auteurs (comme le géographe français Philippe Buache au XVIIIe siècle) recommandaient déjà depuis bien longtemps de se servir des découpages naturels (montagne, bassin versant) pour instituer des découpages politiques et économiques (Ghiotti, 2006).

L'institutionnalisation du bassin versant comme unité de gestion a connu des développements intéressants en Europe, avec l'expérience des Genossenshaft en Allemagne dans la Ruhr au début du XXe siècle et l'institution des Confederaciones hidrográficas en Espagne en 1926 (Barraqué, 1995). Aux États-Unis, il faut attendre le début des années 1930, avec la création de la fameuse Tennessee valley authority, pour voir la mise en place d'une instance de bassin chargée de gérer une ressource considérée de plus en plus comme multifonctionnelle. Ces différentes expériences ont pour origine les enjeux liés au drainage, à la production hydroélectrique, à l'irrigation ou à la pollution de l'eau douce (Molle, 2009).

En France, la pollution de l'eau douce constitue l'enjeu principal de la loi sur l'eau de 1964. Cette loi propose un découpage en bassins, dans un contexte politique qui n'était pas encore à l'heure de la décentralisation.

3. On pense notamment au Réseau international des organismes de bassin.
4. Pour comprendre comment les dimensions naturelles, sociales et politiques s'entremêlent au sein du discours dominant sur la gestion intégrée des ressources en eau, voir Trottier (2012).

**Encadré 2.1. La loi sur l'eau de 1964 : dispositifs des articles 13 et 14.**

**Article 13. Comité de bassin**

Au niveau de chaque bassin ou groupement de bassins, il est créé un comité de bassin composé pour égale part par :

– des représentants des différentes catégories d'usagers et personnes compétentes ;
– des représentants désignés par les collectivités locales ;
– des représentants de l'administration.

Cet organisme est consulté sur l'opportunité des travaux et aménagements d'intérêt commun envisagés dans la zone de sa compétence, sur les différends pouvant survenir entre les collectivités ou groupements intéressés et plus généralement sur toutes les questions faisant objet de la présente loi.

**Article 14. Rôle des agences financières de bassin, désormais agences de l'eau**

Il est créé, au niveau de chaque bassin ou groupement de bassins, une agence financière de bassin. Cette agence est un établissement public administratif doté de la personnalité civile et de l'autonomie financière. Elle est chargée de faciliter les diverses actions d'intérêt commun au bassin ou au groupe de bassins.

Chaque agence est administrée par un conseil d'administration formé pour moitié par des représentants des administrations compétentes dans le domaine de l'eau, et pour moitié par des représentants des collectivités locales et des différentes catégories d'usagers.

Cette vision décentralisée de la gestion de l'eau fait du bassin un territoire opérationnel de gestion. Elle est assez surprenante puisque le poids de la tradition jacobine centralisatrice en France aurait pu conduire l'État français à confier aux départements et aux préfets, représentants de l'État, la gestion de la ressource. Toutefois, comme le relève Stéphane Ghiotti (2007, p. 57) : « L'État voit son rôle renforcé puisqu'il est chargé d'assurer la coordination de cette politique, et ce à toutes les échelles, entre les circonscriptions administratives et fonctionnelles ». Aujourd'hui encore, on retrouve cette dialectique d'une gestion décentralisée sous contrôle de l'État avec le rôle dévolu aux préfets coordonnateurs de bassin qui assurent le lancement et finalisent l'ensemble des procédures réglementaires définies à l'échelle des bassins et des sous-bassins.

Cependant, il faut noter que le territoire précis, défini canton par canton, de chacun des six grands bassins hydrographiques français a été précisé dans le décret 66-700 du 14 septembre 1966. Pour la France métropolitaine, ce décret retient[5] les grands bassins suivants : Artois-Picardie, Rhin-Meuse, Seine-Normandie, Loire-Bretagne, Adour-Garonne et Rhône-Méditerranée-Corse.

Avec la loi sur l'eau de 1992, la planification participative de bassin prend son essor grâce à la mise en place des schémas directeurs d'aménagement et de gestion des

5. Ce chapitre se focalise essentiellement sur l'organisation de la gestion de l'eau en France métropolitaine. Les principes régissant la gestion de l'eau dans les territoires et les départements d'outre-mer épousent ceux qui sont adoptés en France métropolitaine. Dans les départements d'outre-mer, comme sur l'île de la Réunion par exemple, la gestion de l'eau est confiée à un office de l'eau dont les missions et les objectifs (parvenir à un bon état qualitatif et quantitatif des masses d'eau) sont similaires à ceux des agences de l'eau en France métropolitaine (www.eaureunion.fr/accueil/).

eaux – instruits et approuvés par les comités de bassin – et des schémas d’aménagement et de gestion des eaux élaborés par les commissions locales de l’eau. Cette loi renforce ainsi la place du bassin versant comme unité territoriale de référence pour conduire l’action collective impulsée par les comités de bassin et par les commissions locales de l’eau, tout en conservant à l’État un rôle central.

À l’échelle européenne, on retrouve des principes similaires, faisant du bassin un territoire de référence, à partir de l’adoption de la directive cadre européenne sur l’eau en 2000. Ce modèle de gestion par bassin définit le district hydrographique (DCE, article 2) comme «(…) une zone terrestre et maritime composée d’un ou plusieurs bassins hydrographiques, ainsi que des eaux souterraines et eaux côtières associées, identifiée (…) comme principale unité aux fins de la gestion des bassins hydrographiques». Notons que la DCE envisage même la possibilité de retenir des districts hydrographiques transfrontaliers, sur le modèle des territoires couverts par les conventions régissant la gestion de l’eau et la navigation sur le Rhin ou sur l’Escaut.

### ⏩ La prise en compte de la dimension intersectorielle et la multifonctionnalité de l’eau

La prise en compte de la dimension intersectorielle et la multifonctionnalité de l’eau sont les ingrédients essentiels d’une politique de gestion intégrée des ressources en eau. Comme rappelé ci-dessus, la gestion intégrée des ressources en eau a longtemps été assimilée à une gestion par bassin. Pourtant à l’échelle internationale, l’analyse historique des institutions ayant servi de modèle à la promotion d’une gestion intégrée des ressources en eau montre l’importance de la prise en compte, sur le territoire d’un bassin, des interdépendances et de la concurrence entre des usages, qui doivent être conciliés.

L’exemple de la Tennessee Valley Authority aux États-Unis est significatif de ce point de vue. En effet, dès 1907 le président américain T. Roosevelt décida de la création d’une commission destinée à développer l’usage conjoint des rivières pour la production hydroélectrique, le transport et la gestion des inondations (Molle, 2009). Plus tard, cette commission s’intéressa également au développement de l’irrigation. Sans entrer dans les détails des étapes qui se sont succédées par la suite, signalons que les travaux de cette commission ont débouché à la création en 1933, dans le cadre de la politique de New Deal de F.D. Roosevelt, de la Tennessee Valley Authority. Même si les fondements de cette politique apparaissent aujourd’hui assez éloignés d’une vision contemporaine de la gestion de l’eau orientée vers la maîtrise de la demande[6], la reconnaissance du caractère multidimensionnel de l’eau et la nécessité d’aborder ses différents usages de manière conjointe vont imprimer leur marque durablement.

Les politiques de l’eau conçues en France depuis les années 1960 et dans l’Union européenne au début des années 2000 sont une bonne illustration de cette tentative de conciliation entre les usages concurrents, avec une insistance toute particulière

---

6. Dans la mesure où l’objectif premier de cette institution nouvellement créée va reposer sur une politique de grands travaux destinés à accroître au contraire l’offre.

sur la prise en compte des interdépendances entre eau et écosystèmes. Comme le rappelle Stéphane Ghiotti (2007, p. 11), «… quarante ans de politique de l'eau en France marquent le passage de l'eau ressource à l'eau milieu, c'est-à-dire non plus une eau uniquement utilisable à des fins de production et de reproduction matérielle, mais en tant qu'un élément structurant ou déterminant d'un milieu de vie, puis à l'eau territoire.»

On peut illustrer ce passage en s'intéressant à l'interface entre eau et agriculture. Les mesures agri-environnementales (MAE), issues de la réforme de la Politique agricole commune de 1992, y prennent la forme de contrats destinés à des agriculteurs volontaires qui, en contrepartie de l'adoption de pratiques plus respectueuses de l'environnement, perçoivent une prime. Parmi ces mesures, certaines sont plus directement destinées à la reconquête de la qualité de l'eau potable et mettent clairement en jeu l'interdépendance entre les usages urbains de l'eau et les pratiques agricoles. En outre, ces mesures agri-environnementales complémentent d'autres dispositifs mis en place antérieurement ou en parallèle.

**Encadré 2.2. Exemple de l'approvisionnement en eau potable à Lons-le-Saunier.**

À Lons-le-Saunier, dans le Jura, la mise en place de baux environnementaux permet le rachat par la municipalité (avec l'aide de la SAFER) des terres situées dans le périmètre de protection immédiat des forages à partir desquels s'effectue l'approvisionnement en eau potable de la ville. À partir de la fin des années 1980, ce rachat a conduit à contractualiser avec les agriculteurs exploitant ces terres pour que celles-ci soient remises en herbe, tout en interdisant leur fertilisation. Cette mesure s'est avérée insuffisante pour endiguer la poursuite de la dégradation de la qualité de l'eau, elle a été complétée par d'autres dispositifs. Adoptée en 1995, la mesure agri-environnementale territorialisée (MAEt) consiste à étendre le périmètre de protection autour des captages à une zone de 180 hectares, conduisant 12 agriculteurs de la zone concernée à s'engager dans ce dispositif en contractualisant avec la ville de Lons-le-Saunier. En 2001, un nouveau dispositif, le contrat territorial d'exploitation concerté, poursuit la dynamique initiée avec les agriculteurs. Peu après, la municipalité s'engage dans la promotion de l'agriculture biologique dans la zone en proposant des débouchés (*via* le restaurant municipal) aux agriculteurs, dont les exploitations sont converties à l'agriculture biologique. Ce dispositif a permis de réduire la vulnérabilité de l'eau à la pollution diffuse. Les leçons de cette expérience tiennent dans la complémentarité des instruments de l'action publique, mais aussi à un volontarisme politique fort, incarné par le maire de Lons-le-Saunier et par son équipe, couplé à l'implication d'une conseillère technique de la chambre d'agriculture.

Source : Hellec *et al.*, 2013.

La dernière génération de contrats, les mesures agroenvironnementales et climatiques (MAEC), mise en place dans le cadre du Fonds européen agricole pour le développement rural (FEADER) 2014-2020 doit s'inscrire dans un projet de territoire plus large : le projet agroenvironnemental et climatique (PAEC), dont le choix du périmètre doit être «cohérent par rapport au contexte local». Cependant, il demeure compliqué de saisir comment ces contrats s'articulent avec les instruments développés dans le domaine de la politique de l'eau qui seront exposés ci-après.

## ⏩ Dispositifs participatifs et incitations économiques : deux instruments complémentaires plus que concurrents

Les politiques de l'eau qui se sont développées en France depuis le milieu des années 1960 et au sein de l'Union européenne depuis l'adoption de la directive cadre européenne sur l'eau (DCE) en 2000 sont fondées sur une solidarité territoriale entre les différentes catégories d'usagers de la ressource. Cette solidarité est facilitée par des processus de concertation institués et par la mise en place de mécanismes économiques incitatifs. Nous abordons tour à tour ces deux types d'instruments afin de souligner leur complémentarité.

### La concertation et la participation : deux dispositifs au cœur de la politique de l'eau en France

Si la concertation entre acteurs est l'un des principes de base du fonctionnement des comités de bassin depuis leur mise en place en 1966, la déclinaison de ce principe à une échelle plus locale est longtemps demeurée absente en France. Il faut attendre le début des années 1980 pour que la concertation entre usagers d'un même cours d'eau ou d'un même aquifère soit engagée, à travers les contrats de rivière et les contrats de nappe. Mais dans la mesure où la mise en œuvre de cette concertation reposait uniquement sur le bon vouloir des acteurs engagés dans le contrat, rien ne permettait d'envisager une résolution des situations les plus critiques, notamment d'un point de vue qualitatif. Avec la loi sur l'eau de 1992, la possibilité offerte aux acteurs de s'engager dans une procédure de schéma d'aménagement et de gestion des eaux (SAGE) offre un cadre de concertation plus élaboré, dont les effets ne sont cependant pas immédiats. La procédure conduisant à la mise en œuvre d'un SAGE est en effet longue, parfois même très longue (plus de dix ans) et passe par un certain nombre d'étapes (émergence, instruction, élaboration, mise en œuvre et suivi). En outre, la durée d'instruction de certaines procédures de SAGE se cumule parfois avec celle d'autres procédures engagées antérieurement dans le cadre de contrats de rivière ou de contrats de nappe.

Contrairement aux contrats de rivière ou aux contrats de nappe, les schémas d'aménagement et de gestion des eaux ont une valeur administrative et juridique. Cela signifie que lorsque ce schéma est approuvé, ses dispositions s'imposent aux documents d'urbanisme comme les Plans locaux d'urbanisme et les schémas de cohérence territoriale, ainsi qu'aux autres documents relevant du domaine de l'eau dont l'emprise territoriale se situe dans le périmètre d'un SAGE. Cependant, si la portée réglementaire des SAGE constitue une avancée importante, sa singularité consiste dans la procédure engagée entre l'émergence et la mise en œuvre qui mobilise un collectif multipartenarial et multi-usages, réuni au sein d'une commission locale de l'eau. Les membres de la commission locale de l'eau sont désignés par le préfet coordonnateur de bassin, suite à un arrêté préfectoral et selon les proportions suivantes :
– 50 % des membres sont des représentants des collectivités territoriales ou de leurs groupements et des établissements publics locaux ;
– 25 % sont des représentants des usagers (industriels, agriculteurs par exemple), des propriétaires fonciers et des organisations professionnelles et associations concernées ;
– 25 % sont des représentants de l'État et de ses établissements publics.

Une fois constituée, la commission locale de l'eau est consultée tout au long des étapes mentionnées ci-dessus et est amenée à se prononcer sur l'état des lieux, sur les grandes orientations et sur les dispositions qui figurent dans le document de SAGE. Cependant, il revient au préfet coordonnateur de bassin d'approuver le SAGE pour que celui-ci ait une portée réglementaire et puisse être mis en œuvre. La commission locale de l'eau poursuit alors son travail en assurant le suivi de la mise en œuvre de ce document de planification. Notons que sur les 184 procédures de SAGE identifiées au 15 janvier 2018, 118 (64 %) ont été approuvées et sont en cours de mise en œuvre ou en phase de révision. Face au succès de ce dispositif participatif, un récent rapport parlementaire suggérait que l'ensemble du territoire national puisse être couvert par des schémas d'aménagement et de gestion des eaux (Dubois et Vigier, 2016).

En France, les dispositifs relevant de la gestion multipartenariale et concertée de l'eau et des milieux aquatiques se retrouvent à toutes les échelles de la politique de l'eau : de l'échelon national (le comité national de l'eau ayant un rôle essentiellement consultatif) jusqu'à un échelon plus local couvrant le bassin versant d'une rivière ou d'une portion de rivière, d'un aquifère ou d'un complexe hydrologique combinant les eaux de surface et les eaux souterraines, en passant par celui des grands bassins hydrographiques (avec les comités de bassin).

Au niveau de l'Union européenne, la directive cadre européenne sur l'eau (DCE) a très fortement insisté sur la nécessité d'informer, de consulter et de faire participer le public et les usagers de l'eau. Ces éléments sont soulignés dans les considérants 14 et 46 de la DCE[7] et de manière beaucoup plus extensive, dans l'article 14 consacré à l'information et à la consultation du public. C'est dans ce cadre que plusieurs consultations du public se sont déroulées en France ces dernières années. En 2005, une première consultation portait sur l'état des lieux, dans le cadre de l'élaboration des plans de gestion des différents bassins. En 2008-2009, une seconde consultation visait à recueillir l'avis du public sur les projets de schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux et sur les programmes de mesure couvrant la période 2010-2015. Enfin, mentionnons la consultation sur l'avenir de l'eau et des milieux aquatiques entre novembre 2012 et avril 2013, ainsi qu'une dernière consultation sur les projets de plans de gestion des eaux et sur les projets de plans de gestion des risques d'inondation ayant eu lieu entre décembre 2014 et juin 2015[8]. La dernière consultation a recueilli un peu plus de 30 000 réponses, pour l'ensemble des bassins du territoire métropolitain et pour les bassins localisés dans les territoires d'outre-mer. Bien que ce chiffre paraisse conséquent, il faut le ramener au nombre de ménages en France (28,3 millions de ménages en 2012, d'après l'INSEE), ce qui représente tout juste 0,1 % des ménages. Cette proportion souligne que malgré les dispositions réglementaires prises et les efforts de communication déployés par les

7. Considérant 14 : « le succès de la présente directive (...) requiert également l'information, la consultation et la participation du public, y compris des utilisateurs ». Considérant 46 : « pour permettre la participation du public en général, notamment les utilisateurs d'eau (...), il est nécessaire de mettre à leur disposition des informations appropriées sur les mesures envisagées (...) afin qu'ils puissent intervenir avant l'adoption des décisions finales concernant les mesures nécessaires ».

8. Voir http://www.lesagencesdeleau.fr/les-documents-de-reference/consultations-du-public (consulté le 10 mars 2018).

agences de l’eau, seule une infime proportion de la population française se sent impliquée dans la politique de l’eau. Cette proportion témoigne aussi sans doute d’une méconnaissance du système institutionnel et politique régissant la gestion de l’eau en France.

## Les redevances : des instruments économiques incitatifs pour le financement de la politique de l’eau

Si la plupart des usagers de l’eau ignore, comme nous venons de le voir, le fonctionnement institutionnel de la gestion de l’eau en France et la possibilité – au moins théorique – de s’impliquer dans les dispositifs de consultation et de participation, bien peu ont également conscience qu’ils contribuent, à travers leur facture d’eau, au financement de cette politique.

Le système des redevances mis en place à partir de la loi de 1964 constitue pourtant l’instrument économique principal mobilisé dans la politique de l’eau en France. Le principe des redevances, dont les recettes sont destinées à financer le programme d’intervention des agences de l’eau, s’inspire des travaux d’un économiste américain, Allen Kneese. Au début des années 1960, cet économiste a élaboré un dispositif incitatif permettant de lutter contre la pollution de l’eau en appliquant ce que l’on désigne aujourd’hui comme « principe du pollueur-payeur » (Petit, 2015). L’idée principale est d’appliquer une taxe forfaitaire suivant les usages de l’eau, visant à inciter ces usagers à se comporter de façon vertueuse en répondant au signal-prix alimenté par la taxe. Si la loi sur l’eau de 1964 ne prévoyait qu’une redevance sur la pollution de l’eau, d’autres redevances se sont ensuite ajoutées : ainsi la redevance « ressource » a été introduite par les décrets d’application de 1966 mais ne figurait pas dans la loi. Au terme de l’adoption de la loi sur l’eau et les milieux aquatiques en 2006 (article 84), sept types de redevances sont désormais collectées par les agences de l’eau, en application du principe de prévention et du principe de réparation des dommages à l’environnement. Ce sont :
- la redevance pour pollution de l’eau ;
- la redevance pour modernisation des réseaux de collecte des eaux usées ;
- la redevance pour pollutions agricoles diffuses ;
- la redevance pour prélèvement sur la ressource en eau ;
- la redevance pour stockage de l’eau en période d’étiage ;
- la redevance pour obstacle sur les cours d’eau ;
- la redevance pour protection du milieu aquatique.

Ces redevances servent à contribuer au soutien financier des projets initiés par les personnes privées (industriels, agriculteurs, associations) comme publiques (collectivités territoriales), prenant la forme de subventions ou d’avances. Elles sont destinées à réaliser des actions ou des projets d’intérêt commun au bassin, avec comme objectif principal la gestion équilibrée de la ressource.

À titre d’exemple, mentionnons la répartition des redevances collectées au niveau du bassin Loire-Bretagne en 2016 – 373 millions € (tableau 2.1) – et leur ventilation dans les différents domaines d’intervention (tableau 2.2).

À partir de ces données, il faut d’abord souligner la mise à contribution très forte des usagers domestiques (près de 70 % en 2016) dans l’ensemble des redevances

collectées en Loire-Bretagne. Cette proportion est relativement stable dans le temps et se retrouve aussi dans le même ordre de grandeur dans les autres bassins. À titre d'exemple, la proportion des redevances est de 71,2 % pour l'agence Rhône-Méditerranée-Corse en 2016 et de 72,76 % pour l'agence de l'eau Artois-Picardie la même année (agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse, 2017 ; Agence de l'eau Artois-Picardie, 2017).

**Tableau 2.1.** Répartition du poids des redevances perçues par l'agence de l'eau Loire-Bretagne en 2016 (d'après Agence de l'eau Loire-Bretagne, 2017).

| Type de redevance perçue en 2016 | Proportion (en %) |
|---|---|
| Redevance de pollution domestique payée par les abonnés | 69,88 |
| Redevance de pollution payée par les industriels et les activités économiques concernés | 3,56 |
| Redevance de pollution payée par les éleveurs concernés | 0,7 |
| Redevance de pollutions diffuses payée par les distributeurs de produits phytosanitaires et répercutée sur le prix des produits | 7,66 |
| Redevance pour la protection du milieu aquatique payée par les usagers concernés (pêcheurs) | 0,64 |
| Redevance de prélèvement payée par les irrigants | 2,09 |
| Redevance de prélèvement payée par les activités économiques | 5,88 |
| Redevance de prélèvement payée par les collectivités pour l'alimentation en eau | 9,59 |
| Total | 100 |

**Tableau 2.2.** Répartition des aides pour la protection des ressources en eau versées par l'Agence de l'eau Loire-Bretagne en 2016 (d'après Agence de l'eau Loire-Bretagne, 2017).

| Destination des aides versées en 2016 | Proportion (en %) |
|---|---|
| Aux collectivités pour l'épuration des eaux usées urbaines et rurales | 48,13 |
| Aux collectivités rurales et urbaines pour la protection et la restauration de la ressource en eau potable | 15,33 |
| Aux acteurs économiques pour la dépollution industrielle et le traitement de certains déchets dangereux pour l'eau | 6,21 |
| Aux exploitants concernés pour des actions de dépollution dans l'agriculture et pour l'irrigation | 12,31 |
| Principalement aux collectivités pour la restauration et la protection des milieux aquatiques | 12,51 |
| Pour l'animation des politiques de l'eau (gestion concertée, connaissance, réseaux de surveillance des eaux, information et sensibilisation) | 4,85 |
| Pour la coopération internationale | 0,66 |
| Total | 100 |

Par ailleurs, les principales bénéficiaires des aides versées par l’agence sont les villes. En contraste, l’activité agricole, pourtant génératrice de pressions importantes sur la qualité et sur la quantité d’eau disponible, ne contribue au financement du programme d’intervention de l’agence Loire-Bretagne que de manière limitée. En contrepartie, le secteur agricole ne bénéficie d’aides de l’agence que dans une faible proportion du total des aides consenties. Cette observation permet de rappeler que même si les redevances sont assises, au moins en théorie, sur l’idée d’une internalisation des externalités[9], cette internalisation est loin d’être totale.

Comme l’explique Ivan Chéret[10] (2006, p. 2-3), la mise en place d’une redevance couvrant complètement le coût marginal[11] de la pollution était impossible à considérer, compte tenu des pressions qu’exerçaient les industriels sur le parlement français. Le niveau des redevances ainsi appliqué à partir de la fin des années 1960 s’élevait à environ 25 % du coût marginal, ce qui constituait déjà un effort conséquent. En effet, la pollution, en tant qu’externalité, n’était jusqu’alors jamais internalisée. Dès lors, l’instrument économique des redevances constitue une incitation pour que les usagers limitent leur impact sur l’état qualitatif et quantitatif des masses d’eau. Mais au regard des reports de délai demandés par les comités de bassin pour de nombreuses masses d’eau aujourd’hui, il paraît évident que la contribution financière demandée aux différentes catégories d’usagers ne permet pas d’envisager l’atteinte du bon état à brève échéance en France. En effet, les agences de l’eau ont eu recours à des ratios économiques (bénéfices/coûts) pour justifier le report du rétablissement du bon état de certaines masses d’eau au-delà de 2015, compte tenu des coûts anticipés beaucoup trop élevés. Le calcul de ces ratios répond à une demande explicite figurant dans la directive cadre européenne sur l’eau (DCE). Cette demande promeut tout à la fois une analyse économique des coûts et des bénéfices liés aux usages de l’eau, ainsi que le recours à des instruments économiques permettant le recouvrement des coûts des services liés à l’utilisation de l’eau.

Le considérant 38 de la DCE indique ainsi :

> « L’utilisation d’instruments économiques par les États membres peut être appropriée dans le cadre d’un programme de mesures. Il convient que le principe de la récupération des coûts des services liés à l’utilisation de l’eau, y compris les coûts pour l’environnement et les ressources associées aux dégradations ou aux incidences négatives sur le milieu aquatique soit pris en compte conformément, en particulier, au principe du pollueur-payeur. Il sera nécessaire à cet effet de procéder à une analyse économique des services de gestion des eaux, fondée sur des prévisions à long terme en matière d’offre et de demande d’eau dans le district hydrographique ».

---

9. Dans la théorie économique néoclassique, les externalités désignent des phénomènes qui ne sont pas pris en considération par le marché (littéralement, externalités signifie ‘extérieur au marché’). Plus précisément, il s’agit de l’impact de l’activité d’un agent économique, sur le bien-être d’un autre agent économique, sans que cet impact ne transite par le marché. Parmi les cas typiques d’externalités, on identifie souvent la pollution. Afin de résoudre cette situation, les économistes ont proposés différents instruments (on parle à ce sujet d’internalisation des externalités), les taxes ou redevances d’une part ; les subventions d’autre part. Toutefois, le calcul du montant de ces taxes, redevances ou subventions permet rarement de résoudre complètement le problème (l’internalisation des externalités n’est pas totale).

10. Au début des années 1960, Ivan Chéret fut rapporteur général de la commission de l’eau au Commissariat général au Plan. Cette commission fut à l’origine des travaux préparatoires de la loi sur l’eau de 1964.

11. Le coût marginal désigne le coût généré par l’accroissement d’une unité supplémentaire de pollution dans le cas présent.

Certains pays de l'Union européenne, comme l'Espagne, ont mis en place des marchés de droits d'eau[12] pour prendre en compte le caractère économique incitatif de cet instrument et l'appliquer à certains bassins. Quant à la France, elle est restée focalisée sur l'instrument des redevances. Comme nous l'indiquions dans le titre de cette section, les instruments économiques et participatifs sont vus davantage comme des instruments complémentaires que comme des instruments concurrents. La participation des usagers à la gestion de l'eau et des milieux agit aussi comme un instrument de communication et de prévention destiné à limiter des mesures économiques trop lourdes, qui sont souvent perçues comme coercitives et donc plus difficiles à faire accepter. En somme, dans une perspective de gestion intégrée des ressources en eau, chaque instrument s'insère dans un dispositif global visant la gestion équilibrée, concertée et efficace de la ressource, même si les résultats de cette politique ne sont pas toujours à la hauteur des attentes de leurs concepteurs.

## ⏩ Évaluer l'efficacité de la politique de gestion intégrée des ressources en eau en France

Afin de mesurer le chemin parcouru depuis le milieu des années 1960 dans la mise en œuvre d'une politique de gestion intégrée des ressources en eau, il convient de disposer d'indicateurs et de mécanismes de suivi, qui peuvent aider à juger de l'efficacité de cette politique publique. Compte tenu du nombre d'enjeux à prendre en considération et du caractère parfois très adaptable des notions associées à la gestion intégrée des ressources en eau, il manque un cadre d'évaluation partagé à ce jour. En conséquence, les différentes expériences visant à mettre au point une méthodologie de suivi des progrès des États dans la mise en œuvre de la gestion intégrée des ressources en eau demeurent souvent à l'état de projet (Petit, 2016). Néanmoins, l'adoption en 2000 de la directive cadre européenne sur l'eau (DCE) a permis une inflexion notable dans les politiques de l'eau conduites en Europe. Cette directive propose de passer d'une obligation de moyens à une obligation de résultats, qui se mesure par l'atteinte ou la non-atteinte de l'objectif de bon état des masses d'eau, sur le plan qualitatif (état chimique et écologique) comme quantitatif.

À l'origine, la DCE ambitionnait de parvenir à un bon état des masses d'eau de l'ensemble des pays de l'Union européenne à l'horizon 2015, tout en réservant la possibilité de repousser cet objectif à 2027 pour les masses d'eau les plus vulnérables. Cependant, l'état des connaissances et la nature des pressions exercées sur la ressource évoluant de façon rapide, l'évaluation du bon état des masses d'eau est également sujette à des modifications dans la méthodologie employée ou dans les paramètres à prendre en considération. Cette évolution ne permet que difficilement de comparer les résultats de deux campagnes d'évaluation. D'après les dernières données disponibles à l'échelle nationale portant sur la situation en 2015 (Eaufrance, 2018), 44,2 % des masses d'eau de surface sont au moins en bon état

12. L'expression « marchés de l'eau » désigne un ensemble d'instruments, souvent administrés par les pouvoirs publics ou au sein desquels les pouvoirs publics jouent un rôle central d'affectation initiale des droits d'eau. Ces instruments permettent de réallouer des quantités d'eau de manière temporaire ou permanente entre différents usages. Les marchés de l'eau, qui se sont développés essentiellement dans les pays anglo-saxons où prédomine la doctrine juridique de la *Common Law*, ont connu également des développements dans certains pays dont le droit de l'eau est issu du droit romain comme l'Espagne (Petit, 2014).

écologique et 62,9 % sont en bon état chimique. S'agissant des eaux souterraines, 89,8 % des masses d'eau souterraine sont en bon état quantitatif et 69,1 % sont en bon état chimique. À la lecture de ces chiffres, il est évident qu'atteindre un objectif de 100 % des masses d'eau en bon état qualitatif et quantitatif, même à l'horizon 2027, demeure illusoire. C'est pour cette raison que, lors de la rédaction des documents de schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE), certaines masses d'eau considérées comme prioritaires sont ciblées. Compte tenu de la situation des masses d'eau dans son bassin au moment de l'état des lieux qui précède la rédaction du SDAGE, le comité de bassin s'engage à viser un objectif raisonnable de masses d'eau superficielles et souterraines en bon état à l'échéance des programmes de mesure associés au SDAGE. À titre d'exemple, dans le bassin Seine-Normandie, le Sdage 2010-2015 ambitionnait d'atteindre 2/3 des masses d'eau de surface en bon état ou bon potentiel écologique à l'horizon 2015. Compte-tenu des difficultés associées à cet objectif jugé par la suite irréalisable, le SDAGE 2016-2021 est revenu sur cet objectif en visant désormais 62 % des masses d'eau « cours d'eau » en bon état écologique en 2021 (Agence de l'eau Seine-Normandie, 2016).

Comme on peut le comprendre, les pays membres de l'Union européenne peuvent trouver des raisons pour justifier la non-atteinte des objectifs de bon état des masses d'eau, en recourant à l'une des dérogations prévues par la DCE en s'appuyant sur un ou plusieurs des trois motifs suivants : coûts disproportionnés[13], faisabilité technique[14] et conditions naturelles[15]. L'exposé de ces motifs permet aussi de relativiser l'efficacité de la politique de gestion intégrée des ressources en eau conduite en France, bien que le système institutionnel et les instruments mis en place au cours de ces cinquante dernières années soient souvent cités comme modèles.

## Conclusion

Au fil de ce chapitre, nous avons pu prendre connaissance des textes réglementaires, des acteurs et des instruments qui régissent la politique de l'eau en France depuis le milieu des années 1960, dans une perspective de gestion intégrée. Ce parcours n'est pas exhaustif puisque d'autres acteurs et dispositifs interviennent dans le cadre de cette politique, aussi bien à l'échelle nationale (direction de l'Eau et de la Biodiversité au ministère de la Transition écologique et solidaire, par exemple), transfrontalière (commission internationale de l'Escaut, par exemple), qu'à l'échelle locale (rôle des intercommunalités, établissements publics territoriaux de bassin, etc.). Néanmoins, nous souhaitions surtout, pour éviter de compliquer exagérément la présentation d'un paysage parfois difficile à saisir dans tous ses rouages, insister sur les grandes tendances et les principaux instruments qui permettent de mener une politique de gestion intégrée des ressources en eau. En France, ces principes

13. « Lorsqu'il y a une impossibilité d'accompagner financièrement l'ensemble des maîtres d'ouvrage sur la durée du cycle, lorsqu'il est nécessaire d'étaler les coûts importants pour un maître d'ouvrage donné sur un territoire ou lorsque les coûts d'atteinte du bon état excédent les bénéfices pour la société de l'atteinte du bon état » (Eaufrance, 2018, p. 12.)

14. « Quand il n'existe pas de technique efficace connue, ou quand les temps de préparation technique et de réalisation des actions sont trop longs au regard de l'échéance de 2015 » (*Ibid.*).

15. « Quand l'ensemble des mesures pour atteindre le bon état ont été mises en place ou prévues d'ici 2027 et que le délai demandé ne soit relatif qu'au temps de réponse du milieu aux mesures » (*Ibid.*).

sont essentiellement tirés de quatre textes législatifs importants : les lois de 1964, 1992 et 2006, ainsi que la directive cadre européenne sur l'eau de 2000. Ils visent une gestion durable et équilibrée des ressources en eau et des écosystèmes associés dans un cadre territorial cohérent : celui du bassin versant. De ce point de vue, une transition s'est opérée au fil du temps vers une prise en compte accrue des enjeux conjoints liés à l'eau et à la biodiversité. Les acteurs en charge de cette politique ainsi que les instruments mobilisés par ceux-ci s'orientent vers une complémentarité entre des mécanismes réglementaires fondant une police de l'eau et des milieux aquatiques, des mécanismes économiques incitatifs et des dispositifs participatifs opérant à toutes les échelles. En outre, ils permettent de souligner l'importance du caractère multifonctionnel de l'eau et des interactions entre usages de l'eau. Malgré tout, les objectifs assignés à la politique de l'eau en France, notamment depuis l'adoption de la DCE en 2000, s'avèrent sans doute trop ambitieux au regard des moyens dont disposent les agences de l'eau dans leurs programmes d'intervention.

## ⏩ Références bibliographiques


Agence de l'eau Artois-Picardie, 2017. L'agence de l'eau vous informe, avril 2017, 4 p.

Agence de l'eau Loire-Bretagne, 2017. L'agence de l'eau vous informe. Note d'information aux maires, mars 2017, 4 p.

Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse, 2017. Sauvons l'eau, édition 2017.

Agence de l'eau Seine-Normandie, 2016. Le SDAGE 2016-2021. Tableau de bord du schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux. Bilan 2016. Bassin de la Seine et des cours d'eau côtiers normands, Nanterre, 40 p.

Barraqué B., 1995. Les politiques de l'eau en Europe. *Revue française de science politique*, 45(3) : 420-453.

Biswas A.K., 2004. Integrated water resources management: a reassessment. *Water international*, 29(2): 248-256.

Bouleau G., 2008. L'épreuve de la directive-cadre européenne sur l'eau. *Annales des mines, responsabilité et environnement*, 49 : 84-91.

Bouleau G., Marchal P.L., Meybeck M., Lestel L., 2017. La construction politique de la commune mesure de la qualité des eaux superficielles en France : de l'équivalent-habitant au bon état (1959-2013). *Développement durable et territoires*, 8(1). Doi: 10.4000/developpementdurable.11580.

Brun A., 2012. La gestion de l'eau par bassin versant en France. Un modèle en sursis ? *In :* Brun A., Lasserre F. (eds), *Gestion de l'eau. Approche territoriale et institutionnelle*. Québec : Presses de l'Université du Québec, 63-94.

Chéret I., 2006. Entretien avec Gabrielle Bouleau, 25 janvier 2006, relu et corrigé par Ivan Chéret le 15 juillet 2013, miméo.

Descroix L., 2012. Le bassin versant : unité de gestion des eaux idéale pour l'Afrique subsaharienne ? *In :* Julien F. (ed.) *La gestion intégrée des ressources en eau en Afrique subsaharienne. Paradigme occidental, pratiques africaines.* Québec : Presses de l'université du Québec, 77-105.

Drobenko B., (ed.), 2015. *La loi sur l'eau de 1964 : bilans et perspectives*. Paris : Éditions Johanet.

Dubois F., Vigier J.P., 2016. Rapport d'information déposé en application de l'article 145 du règlement par la mission d'information sur les continuités écologiques aquatiques. Au nom de la commission du développement durable et de l'aménagement du territoire. Paris : Assemblée nationale, 3425, 90 p. www.assemblee-nationale.fr/14/pdf/rap-info/i3425.pdf [consulté le 06/01/2020].

Eaufrance, 2018. Rapport 2016 des données au titre de la DCE. *Bulletin*, 3, 16 p.

Ghiotti S., 2006. Les Territoires de l'eau et la décentralisation. La gouvernance de bassin versant ou les limites d'une évidence. *Développement durable et territoires*, 6. Doi : 10.4000/developpementdurable.1742.

Ghiotti S., 2007. *Les territoires de l'eau. Gestion et développement en France*. Paris : CNRS Éditions, collection Espaces et Milieux.

Hellec F., Barataud F., Martin L., 2013. Protection de l'eau et agriculture : une négociation au long cours. *Natures sciences sociétés*, 21(2): 190-199.

Molle F., 2008. Nirvana concepts, narratives and policy models: insights from the water sector. *Water alternatives*, 1(1): 131-156.

Molle F., 2009. River-basin planning and management: The social life of a concept. *Geoforum*, 40: 484-494.

Molle F., 2012. La Gire : anatomie d'un concept. *In :* Julien F. (ed.) *La gestion intégrée des ressources en eau en Afrique subsaharienne. Paradigme occidental, pratiques africaines*. Québec : Presses de l'université du Québec, 23-53.

Molle F., 2017. River basin management and development. *In:* Richardson D., Castree N., Goodchild M.F., Kobayashi A., Liu W., Marston R.A., (eds). *The International encyclopedia of geography. People, the earth, environment, and technology*. Chichester, Malden: John Wiley & Sons.

Nicol A., Odinga W., 2016. IWRM in Uganda – Progress after decades of implementation. *Water Alternatives*, 9(3): 627-643

Petit O., 2009. Eau et développement durable : vers une gestion intégrée ? *In :* Grumiaux F., Matagne P., (eds). *Le développement durable sous le regard des sciences et de l'histoire*. Paris : L'Harmattan, 2 : 253-270.

Petit O., 2014. Water markets scenarios for Europe: a response to water scarcity and drought? (Séminaire, Paris, 11 février 2014). *Natures Sciences Sociétés*, 22(3) : 267-270.

Petit O., 2015. Les enjeux contemporains de l'eau douce : des défis pour l'analyse économique. *In :* Drobenko B., (ed.). *Les cinquante ans de la loi sur l'eau de 1964 : bilan et perspectives.* Paris : Éditions Johanet, 117-130.

Petit O., 2016. Paradise lost? The difficulties in defining and monitoring Integrated Water Resources Management indicators. *Current opinion in environmental sustainability*, 21: 58-64.

Petit O., Baron C., 2009. Integrated water resources management: from general principles to its implementation by the state. The case of Burkina Faso. *Natural resources forum*, 33(1): 49-59.

Shah T., van Koppen B., 2006. Is India ripe for integrated water resources management? Fitting water policy to national development context. *Economic and political weekly*, 5: 3413-3421.

Trottier J., 2012. L'avènement de la gestion intégrée des ressources en eau. *In :* Brun A., Lasserre F., (eds), *Gestion de l'eau. Approche territoriale et institutionnelle*. Québec : Presses de l'Université du Québec, 179-197.

Chapitre 3

# Les enjeux multi-échelles en gestion intégrée et territoriale de l'eau

Jean-Pierre Chery et Anne Rivière-Honegger

La gestion intégrée des ressources en eau est « un processus qui encourage la mise en valeur et la gestion coordonnées de l'eau, des terres et des ressources associées, en vue de maximiser le bien-être économique et social qui en résulte d'une manière équitable, sans compromettre la pérennité des écosystèmes vitaux » (GWP, 2000). Cette définition comporte une dimension spatiale et territoriale implicite en écho, d'une part, à la variété des situations dans le monde, des états et dynamiques de la ressource en eau et des ressources associées et, d'autre part, à la distribution hétérogène des populations aux conditions économiques et sociales variées, et de leurs besoins en eau (Trottier, 2012). La gestion intégrée apparaît comme un mode de gestion hérité d'un long processus d'ajustement et de prise de conscience de la complexité des enjeux et des dynamiques environnementales et sociétales, dont le concept de développement durable a marqué une étape importante à la fin du xx^e^ siècle.

Les « territoires de l'eau » sont compris comme des espaces appropriés, aménagés, protégés et gérés en vue de la production ou de l'utilisation de l'eau qui créent des interdépendances complexes et ont souvent un impact sur les dynamiques locales de développement (Bravard et Pourtier, 2003 ; Olivier et Arrus, 2004 ; Ghiotti, 2006 et 2015)[1]. Ces territoires ne sont pas considérés *a priori* seulement comme des bassins versants. Pour autant, la gestion de l'eau reste encore insuffisamment territorialisée. Tel était le constat du ministère de l'écologie en 2004 en proposant le lien entre eau et territoire à la réflexion et en l'érigeant ainsi en objet de recherche (voir Appel à projets).

**Appel à projets « Eaux et territoires ».**

« L'eau présente des caractéristiques spécifiques, car elle est à la fois territorialisée mais aussi extraterritoriale (des cycles climatiques aux écoulements superficiels ou souterrains entre territoires). Cette dualité conduit à des tensions entre l'universalité de l'eau et la territorialité de l'eau : eau bien commun intrant du territoire, ou eau ressource d'un territoire voire produit d'un territoire et donc appropriable.

1. Une journée d'études, à l'origine du dossier de la revue en ligne *Développement durable et territoires,* s'est également tenue sur « Les territoires de l'eau » (2004), à l'Université d'Artois.

Ces deux perceptions conduisent à deux visions antagonistes de la solidarité construites soit sur une eau universelle reliant des territoires multiples, soit sur le territoire et ses ressources. En Europe occidentale, la question de l'eau est rarement prise en compte de façon intégrée dans les débats sur le développement territorial, l'aménagement du territoire ou l'urbanisme. Les changements rapides dans l'utilisation du territoire, les perspectives de changement climatique conduisent à penser que la question du développement territorial et la question de l'eau ne peuvent plus être abordés séparément. »

Source : ministère de l'écologie, CNRS, Irstea, 2007.

S'interroger sur les enjeux multi-échelles en gestion intégrée et territoriale de l'eau engage à répondre aux deux questions suivantes :
– Quels sont les enjeux, les choix opérés et leurs conséquences face au besoin de gérer le cycle de l'eau aux divers niveaux d'intervention, du global au local ?
– Quelles articulations observe-t-on entre le bassin versant et les autres périmètres de gestion ?

Deux autres questions sous-jacentes sont également traitées :
– Comment sont aujourd'hui dépassées les approches sectorielles ?
– Quels sont les modes de gestion transversaux mis en place ?

Afin d'apporter des éléments de réponse à ces questions, l'attention sera d'abord portée, dans une perspective historique, à l'émergence du bassin versant comme unité adaptée aux enjeux de la gestion intégrée de l'eau ; puis dans un second temps aux territoires de l'eau, afin de discuter le défi de l'intégration multi-niveaux pour les sociétés humaines. Un schéma de synthèse et un exemple sont proposés dans les deux dernières parties, illustrant les interactions multi-échelles de la gestion intégrée des ressources en eau.

## ⏩ Le bassin versant au cœur de la gestion de l'eau

Le bassin versant est défini comme « l'étendue drainée par un cours d'eau et ses affluents. L'ensemble des eaux qui tombent dans cette aire convergent vers un même point de sortie appelé exutoire (…). La ligne de partage des eaux ou ligne de crête sépare les eaux qui vont d'un côté de la ligne dans un bassin, et de l'autre vers le bassin voisin » (Lasserre et Brun, 2018, p. 37). C'est au niveau de cette entité spatiale que les ressources et les processus hydrologiques exploités ou subis par les groupes humains sont généralement identifiés. L'émergence de cette unité de gestion sur une base naturaliste et les questions qu'elle pose en termes de modalités de gouvernance territoriale, tant locales que globales, et d'articulation entre niveaux territoriaux sont abordées dans cette partie.

### Histoire de l'émergence d'une unité de gestion

Suite aux travaux du géographe Philippe Buache (1700-1773), la notion de « région hydrographique » s'est propagée, notamment au travers de l'enseignement de la géographie régionale. Ce domaine de connaissance est important pour le développement et la gestion des territoires. Celui-ci s'est, en effet, fortement appuyé sur la cartographie des bassins hydrographiques, avec une première approche par le drainage de surface et la topographie (Ghiotti, 2007). À partir du XVIII^e^ siècle,

les limites de ces bassins versants ont acquis le statut de frontières « naturelles » (Vieillard-Coffre, 2001) qui délimitent des zones et structurent les analyses et les conceptions appliquées aux différentes régions du monde[2] et à différentes échelles, du plus petit ruisseau à de grands bassins. Ce concept permet la prise en compte des dimensions longitudinale, transversale, verticale et temporelle des systèmes hydrographiques.

Héritée de travaux engagés véritablement depuis le début du XIXe siècle, la production d'une meilleure connaissance scientifique des ressources en eau (L'Hôte, 1990) s'est faite, d'une part, dans une dimension systémique qui prend en compte le concept du cycle de l'eau et, d'autre part, dans une dimension plus générale de complexité, abordée au travers des progrès réalisés dans les mesures, inventaires, modèles et projections portant sur l'hydrosphère (Durand-Dastès, 2005).

Ces délimitations de bassins ont porté principalement sur ceux des fleuves ou de grandes rivières. Ainsi, alors que les modes de gestion séculaires de la ressource en eau se sont établis et ont évolué généralement au sein de communautés locales ou, par des aménagements pilotés par des pouvoirs étatiques forts au niveau régional (les canaux par exemple, depuis les antiquités romaine et chinoise), la connaissance scientifique a lancé un regard plus global et systématique pour affirmer que tout lieu en surface des terres émergées appartient à un bassin hydrographique. Le cas du bassin occidental du Mississippi érigé en territoire colonial au XVIIIe siècle montre, par exemple, qu'un pouvoir visant une assise territoriale peut revendiquer sa légitimité à l'appartenance des lieux à un bassin hydrographique seulement désigné. La ressource en eau est d'abord une ressource de voies de communication. Certains territoires ont ainsi une identité marquée par les cours d'eau quand ceux-ci servent aux déplacements et aux transports. Le contrôle de ces déplacements et transports contribue à établir une territorialité. En revanche, les eaux souterraines, appréhendées d'abord au niveau local et difficiles à cartographier, sont généralement peu intégrées comme composante territoriale.

## Le bassin versant : d'une circonscription de services déconcentrés étatiques à la territorialisation des politiques publiques

En France par exemple, aux XIX et XXe siècles, les grands corps techniques de l'État se déploient dans des services déconcentrés, généralement à l'échelon départemental, pour appliquer les grands principes politiques et administratifs définis au niveau de l'État central, tout en étant confrontés à la réalité du terrain. Ainsi, sous le Second empire, une direction des ingénieurs du service hydraulique a produit, entre autres, des cartes hydrographiques départementales dans lesquelles le découpage hydrographique en bassins partage un département en circonscriptions « naturelles ». Les ingénieurs subdivisionnaires peuvent s'y rattacher et élaborer des plans d'aménagement et d'exploitation. Mais la reconnaissance institutionnelle du bassin versant, dans le cas français tout au moins, ne se fait qu'à partir des années 1960. Faire du bassin versant le cadre de référence de la gestion de l'eau et des milieux aquatiques

2. Conceptions, dont celles, éminemment normatives, de la stratégie militaire. Numa Broc (Broc, 1971) rappelle que « pendant la plus grande partie du XIXe siècle, l'enseignement de la géographie à Saint-Cyr se fera suivant le système des bassins hydrographiques. »

procède d'une volonté décentralisatrice et régionaliste, de la privatisation et de la marchandisation du secteur de l'eau, ainsi que de la construction européenne et de l'internationalisation de la gestion de l'eau (Ghiotti, 2007).

La territorialisation des politiques publiques est un processus établi depuis plusieurs décennies en France (Di Méo, 1998 ; Vanier, 2009). À l'origine, des zonages organisent des actions spécifiques portées par des structures nouvelles. Ainsi, les agences financières de bassin, qui deviendront les agences de l'eau, sont établies par la loi sur l'eau de 1964. Quant aux parcs naturels régionaux, voulus comme un outil expérimental liant écologie et économie, ils sont institués par le décret du 1er mars 1967 (Ferraton, 2016). Entre les années 1960 et 1980, l'État multiplie les services déconcentrés par « filières » : équipement, eau, agriculture, forêt, mines, santé, culture, etc. Ils constituent les leviers administratifs et techniques du développement conçus au niveau des territoires des « régions de programme », puis des collectivités régionales.

Depuis les années 2000 et après la décentralisation des années 1980, des politiques de simplification réagencent ces services dans une logique territoriale intégratrice[3].

## Le bassin-versant : un espace qui concentre les enjeux définis et gérés au niveau local

À partir des années 1960, puis fortement depuis les années 1990, on assiste à une rencontre et une adaptation entre, d'une part, une structuration territoriale très hiérarchisée et emboîtée héritée de la constitution de pouvoirs administratifs territoriaux définis par l'État et, d'autre part, des systèmes d'usages locaux et d'actions locales portant principalement sur la ressource en eau pour différents secteurs d'activités, en particulier agricoles.

Ghiotti (2006) souligne que « la gestion territoriale de l'eau est une forme d'organisation ancienne et évolutive [...] ». Souvent, elle correspond directement à un niveau communautaire local pour contrôler la ressource avec des usages et actions spécifiques tels que « l'irrigation, le curage et l'endiguement » (Hague, 1998, cité par Ghiotti, 2006). L'accès et le partage de l'eau sont alors accompagnés de droits d'eau codifiés localement, loin des principes bureaucratiques sous-jacents au modèle centralisé et étatique.

## Du territoire du bassin versant à celui du développement territorial

En France, la logique et la dynamique de développement par et pour le local alimentent la question de la décentralisation administrative et politique du pays depuis les années 1970. À l'aune des années 1980, alors que le concept d'autogestion est fortement porté par des courants militants de la société, la notion géographique de « région » devient un élément de revendication de l'autonomie des actions de développement. De ce point de vue, les agences de bassin apparaissent, par leur taille qui englobe ou traverse différentes régions issues de la décentralisation, comme trop grandes et inadaptées pour constituer un cadre d'actions. Liés aux

3. Exemples de la Révision générale des politiques publiques (RGPP) en 2007, suivie de la Modernisation de l'action publique (MAP) en 2012.

risques d'inondation et aux pollutions, les enjeux placent les conflits autour de la gestion de l'eau à un échelon plus petit que ces grands bassins ou les régions de programme devenues collectivités territoriales.

La question du financement des actions correctives dans le domaine de l'eau, souvent coûteuses et de long terme, comme le traitement des eaux, amène à une fiscalité dont les collectivités locales sont les bénéficiaires. La territorialisation de la politique de l'eau s'est traduite par la mise en œuvre de dispositifs contractuels de planification basés sur des approches participatives et négociées à l'échelle des bassins versants. Le caractère territorial des outils de gestion de l'eau tels que les contrats de rivière et les schémas d'aménagement et de gestion des eaux (SAGE) recouvre deux dimensions pour que les actions aient, à cet échelon, une légitimité locale et une capacité d'adaptation aux contraintes : la dimension territorialisée dans la mesure où ces dispositifs sont adaptés, transformés, modelés par les acteurs chargés de les mettre en place selon les spécificités et les enjeux locaux ; la dimension territorialisante, dans le sens où ces dispositifs peuvent modifier, conforter, défaire ou reconstruire les territorialités existantes (Girard et Rivière-Honegger, 2014a). Les contrats de rivières à partir de 1981 et les SAGE une décennie plus tard procèdent d'une territorialisation des politiques publiques. Ces politiques se projettent alors sur des bassins versants dont les périmètres sont fixés par concertation des acteurs publics et privés. Ces espaces de gestion sont établis dans une perspective de stabilité temporelle, du fait des engagements à long terme pour les effets attendus. Ils modifient, infléchissent, renforcent ou distendent les territorialités existantes en redistribuant des logiques de partenariats ou de conflits. La gestion de l'eau devient un élément principal ou un élément auxiliaire dans les rhétoriques des collectifs mobilisés. L'État accompagne et légitime l'importance de l'échelon « subrégional » de territorialisation de la gestion de l'eau.

Ainsi, d'une organisation locale de partage entre usagers sur des bases communautaires, la gestion de l'eau a évolué vers un partage de la ressource entre usages au sein de problématiques touchant d'abord l'aménagement régional, puis le développement territorial. En parallèle, les grands bassins hydrographiques et leurs marges littorales d'une part, et les bassins versants d'échelle inférieure d'autre part, entérinés respectivement par les lois sur l'eau de 1964 et 1992, puis par la directive cadre européenne de 2000[4], sont devenus progressivement les territoires de l'eau référents.

## ⏩ Les territoires de l'eau ou le défi de l'intégration multi-niveaux pour les sociétés humaines

La gestion et l'aménagement du territoire, organisés selon des instances telles que les collectivités territoriales, se confrontent aux défis de la complexité des phénomènes naturels et sociaux et de leurs interactions. Les enjeux de coordination, de planification et de règlement de conflits sur la ressource trouvent des pistes d'organisation adaptatives au travers d'entités spécifiques de gestion, telles que les schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE), les schémas d'aménagement et de gestion des eaux (SAGE) et de nouvelles formes territoriales présentées dans cette partie.

4. Directive cadre européenne sur l'eau (DCE) n°2000/60/CE du 23 octobre 2000, transposée en droit français par la loi n°2004-338 du 21 avril 2004.

## Le bassin versant comme territoire de l’eau référent pour l’action et la planification

La loi de 1992 institue ainsi deux outils de planification visant la gestion équilibrée et durable de la ressource en eau :
– les SDAGE qui couvrent l’ensemble du territoire de la France ;
– les SAGE dont l’élaboration et la mise en œuvre touchent diversement le territoire (figure 3.1).

Pour chaque grand bassin hydrographique, le SDAGE fixe les objectifs de qualité et de quantité des eaux et les orientations fondamentales de la politique de l’eau selon des cycles de six ans.

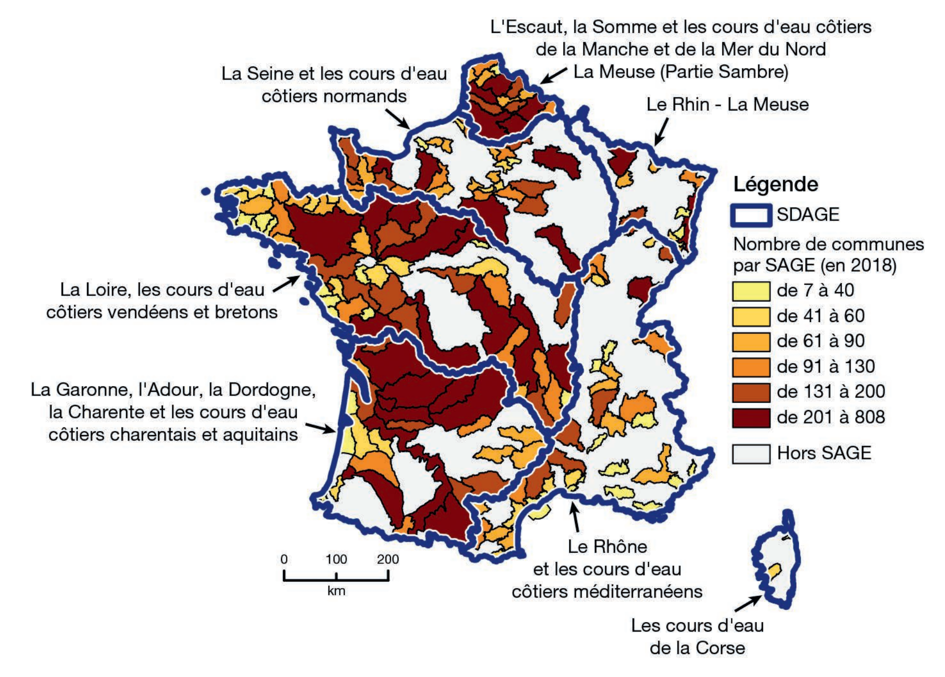



**Figure 3.1.** Les schémas directeurs d’aménagement des eaux (SDAGE) et les schémas d’aménagement er de gestion des eaux (SAGE), avec le nombre de communes par SAGE en 2018, en France métropolitaine (Source des données : Gesteau et IGN). © J.P. Chery et A. Rivière-Honegger.

Le SAGE, déclinaison du SDAGE à l’échelle locale, permet de répondre aux enjeux spécifiques des territoires. Il vise à résoudre les conflits d’usage, notamment au travers de son assemblée délibérante, la commission locale de l’eau. Le premier SAGE a été approuvé en 1997 sur le bassin de la Drôme. Les SAGE apparaissent comme des organisations locales, territorialisées selon des principes établis localement ; l’État ne cherche pas à recouvrir tout le territoire d’un niveau de « circonscriptions » de même taille. On compte en 2018 sur l’ensemble du territoire national 184 SAGE, soit environ 50 % du pays. Ils sont de surfaces très variées (entre 187 et 11 010 km$^2$ en 2018 en France métropolitaine) et contiennent un nombre de communes également très varié, entre 7 et 808. Regroupés au sein des commissions locales de l’eau,

les acteurs locaux sont aussi très divers. La loi sur l'eau et les milieux aquatiques (Lema) de 2006 a renforcé juridiquement ces outils et a introduit des innovations en lien avec la directive cadre européenne sur l'eau. C'est le cas de l'obligation de résultats et de la fixation d'objectifs environnementaux avec des échéances précises.

L'approche par bassin s'est imposée comme le cadre de la gestion territoriale de l'eau et le fondement du modèle français – mais aussi d'autres pays comme l'Espagne (Molle, 2009) – dont l'expérience s'exporte et se généralise à l'échelle européenne et internationale. La mise en exergue de la dimension territoriale de l'eau a pour corollaire le décloisonnement de ses problématiques spécifiques, ainsi que leur ouverture et leur intégration au territoire pris dans sa globalité. Dans ce contexte, la nécessité de renforcer la cohérence et la cohésion de ces territoires par l'articulation et la complémentarité des différentes actions s'est imposée tant aux acteurs de la gestion de l'eau qu'à ceux de l'aménagement et du développement (Goeldner-Gianella *et al.*, 2016; Richard et Rieu, 2017).

## Vers une nouvelle gouvernance

Actuellement, de nouvelles structures territoriales se dessinent en écho à une actualité politico-juridique particulièrement dense (Conseil d'État, 2010). Il a alors fallu que les acteurs de la gestion de l'eau relèvent le défi des échéances et de nouveautés très diverses et bousculent largement les gouvernances en place[5] (Barone *et al.*, 2018; Barone et Mayaux, 2019; Bouleau, 2019). Ainsi, en est-il de la compétence de la «gestion de l'eau et des milieux aquatiques et préventions des inondations (Gemapi)» promulguée par la loi de modernisation de l'action publique territoriale et d'affirmation des métropoles du 27 janvier 2014. Liée aux impératifs des directives européennes eau et inondation, la Gemapi concerne l'entretien, la protection et la restauration des milieux aquatiques et la défense contre les inondations de toutes origines. Cette compétence a été transférée le 1er janvier 2018 des communes aux intercommunalités (métropoles, communautés urbaines, communautés d'agglomération, communautés de communes). Celles-ci peuvent la confier aux structures de bassin labellisées, établissements publics territoriaux de bassin (EPTB) ou établissements publics d'aménagement et de gestion des eaux (EPAGE). Cette mutualisation des compétences à l'échelle intercommunale est également en cours pour la gestion de l'eau potable et de l'assainissement.

Pour réussir cette nouvelle gestion des rivières, la solidarité entre l'amont et l'aval est affichée comme l'une des clés essentielles qui intègrent ces deux problématiques (risque et environnement). Gérer l'eau par bassin versant est réaffirmé comme incontournable dans la recherche de solutions innovantes mettant à profit les caractéristiques naturelles des milieux tout en rationalisant le recours au génie civil. Par exemple, sur les versants, des pratiques agricoles adaptées et l'entretien de la

5. De façon non exhaustive, on citera l'arrivée à échéance de la première phase de la directive cadre sur l'eau sur l'atteinte du bon état écologique de l'eau (2015), la discussion de la deuxième phase (2016-2021), les évolutions de la Politique agricole commune et des négociations en cours, les polémiques autour des politiques énergétiques, la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement à travers notamment l'élaboration de la trame verte et bleue, la révision générale des politiques publiques (RGPP) ou encore – majeure par ses impacts en matière de gouvernance de l'eau – la loi de réforme des collectivités territoriales qui vise la rationalisation de la carte intercommunale à l'horizon 2014.

végétation (boisements, prairies, haies) diminuent le risque d'apport de polluants dans la rivière. La loi portant sur la Nouvelle organisation territoriale de la République, promulguée le 7 août 2015, confie notamment de nouvelles compétences aux régions en matière de gestion durable du territoire et renforce les intercommunalités. Afin d'accompagner ces réformes, un arrêté du 20 janvier 2016 a instauré la mise en place d'une Stratégie d'organisation des compétences locales de l'eau (Socle) sous la responsabilité des préfets coordonnateurs de bassin.

À l'œuvre depuis plusieurs décennies, ces coordinations ont été progressivement remises en cause par l'émergence d'un nouvel acteur-clé dans l'exercice de la politique relative à la gestion du petit cycle de l'eau (cycle domestique) comme à celle du grand cycle de l'eau (cycle naturel) : les intercommunalités à fiscalité propre, ou, plus précisément, les établissements publics de coopération intercommunale (EPCI) à fiscalité propre. La concertation est élargie et inclut dorénavant les acteurs de l'aménagement du territoire, les riverains et les habitants, ce qui implique de nouvelles formes de débat à de nouvelles échelles territoriales.

## ⏩ Synthèse des relations multi-niveaux et multi-échelles de la gestion intégrée des ressources en eau

À la suite de Cash *et al.* (2006), Daniell et Barreteau (2014) soulignent la combinatoire complexe des différentes dimensions impliquées dans la gestion environnementale, avec des exemples liés à l'eau. Le concept d'échelle permet de considérer les structures de façon emboîtée et de hiérarchiser les différents niveaux d'analyse et d'action. Des interactions et des processus de réagencement s'établissent entre les dimensions spatiales, temporelles, administratives, institutionnelles, de gestion, de réseaux (matériels ou sociaux), de connaissances et d'information, et enfin d'enjeux.

Dans la figure 3.2, nous proposons une synthèse et une illustration de ces interactions multi-niveaux et multi-échelles régissant la gestion intégrée des ressources en eau en France, dans des dispositifs plus ou moins coordonnés. Cette représentation peut servir de base pour des adaptations et des réinterprétations à partir d'étude de cas, tel celui du Rhône dans la partie suivante.

Les contrats de plan État-région constituent un exemple de cette combinatoire entre différentes dimensions (interaction de type 7 de la figure 3.2), avec des partenariats pour des objectifs à long terme et des étapes attendues comme « réalistes » à moyen terme. Des contrats de plan interrégionaux État-région sont ainsi élaborés en mobilisant les régions concernées par un SDAGE, selon les enjeux de gestion entre l'amont et l'aval tels que celui de la Seine ou du Rhône. Les enjeux de voisinage multiples peuvent prendre la forme de transferts d'eau entre bassins versants voisins ou entre États (cas d'Aqua Domitia et de l'Ebre).

## ⏩ Un exemple de gestion multi-échelles : l'aménagement et la gestion du bassin versant du Rhône

Après son parcours en Suisse, le Rhône traverse le territoire français sur 522 km jusqu'à la mer Méditerranée. Son bassin versant est de 90 000 km$^2$ en France (17 % du pays). Ce fleuve est très artificialisé avec 22 ouvrages dont 19 en France. Il apparaît

comme un concentré d'enjeux, de problématiques et de débats sur la question de l'eau et des échelles territoriales. Son acteur principal d'aménagement, la Compagnie nationale du Rhône (CNR) (positionnable au niveau régional de la figure 3.2), et deux outils de gestion, le schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE) et le plan Rhône, illustrent cette gestion multi-échelles de la ressource en eau et des milieux aquatiques.

## Un opérateur principal de l'aménagement et de l'exploitation du fleuve : la Compagnie nationale du Rhône

Depuis 1934, la CNR est concessionnaire du fleuve dans sa partie française, elle est chargée de son aménagement et de son exploitation. Les objectifs sont de valoriser les terres agricoles par l'irrigation, de développer le transport fluvial et la production hydroélectrique.

Une évolution importante a eu lieu en 2003 avec la création par la CNR de la société anonyme d'intérêt général. Depuis, un nouveau type de contrat lie la CNR à l'État : le schéma directeur des missions d'intérêt général, un exemple de relation entre les niveaux national et régional (interaction de type 7 de la figure 3.2). La CNR s'engage ainsi à réaliser de nouvelles actions dans les domaines de la navigation, de l'agriculture, de l'environnement et de l'ancrage local dans le cadre de plans quinquennaux validés par l'État par décret.

Un processus de territorialisation de cette société d'économie mixte est en cours, avec le passage d'une action descendante à une action locale et concertée. Par exemple, de nombreuses rencontres ont lieu avec les élus et les locaux autour des travaux de restauration (2016-2020) des marges alluviales et des lônes[6] à Donzère et Mondragon dans la Drôme (voir l'interaction de type 2 de la figure 3.2). De nouveaux partenariats sont conclus avec des maîtres d'ouvrage locaux. Une intégration des échelles est manifeste. Plusieurs thématiques s'affirment, comme celles de la restauration du fleuve, du tourisme et de l'industrie. Le bien commun – l'eau – est affiché dans les objectifs des missions d'intérêt général de soutenir le développement économique, l'innovation et l'emploi en vallée du Rhône.

## Deux outils stratégiques de gestion

### Le schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux Rhône-Méditerranée

Le SDAGE organise la cohérence de la gestion de la ressource en eau et des milieux aquatiques pour le bassin hydrographique Rhône Méditerranée (voir le niveau régional de la figure 3.2). Il couvre 127 000 km$^2$ et concerne 15 millions d'habitants. Pour la période 2016-2021, neuf orientations fondamentales traitent les grands enjeux de la gestion de l'eau et « s'adapter au changement climatique » est la première orientation affichée et la principale avancée attendue de ce SDAGE.

6. Les lônes sont des cours d'eau naturels constitués d'anciens bras secondaires du Rhône. Ils sont alimentés de façon permanente ou épisodiquement par le vieux Rhône. On en dénombre plus de 250 d'importance variable. Près de 40 ont été restaurées par la Compagnie nationale du Rhône entre la fin des années 1990 et la fin des années 2010, dont 7 sur le secteur de Donzère-Mondragon.

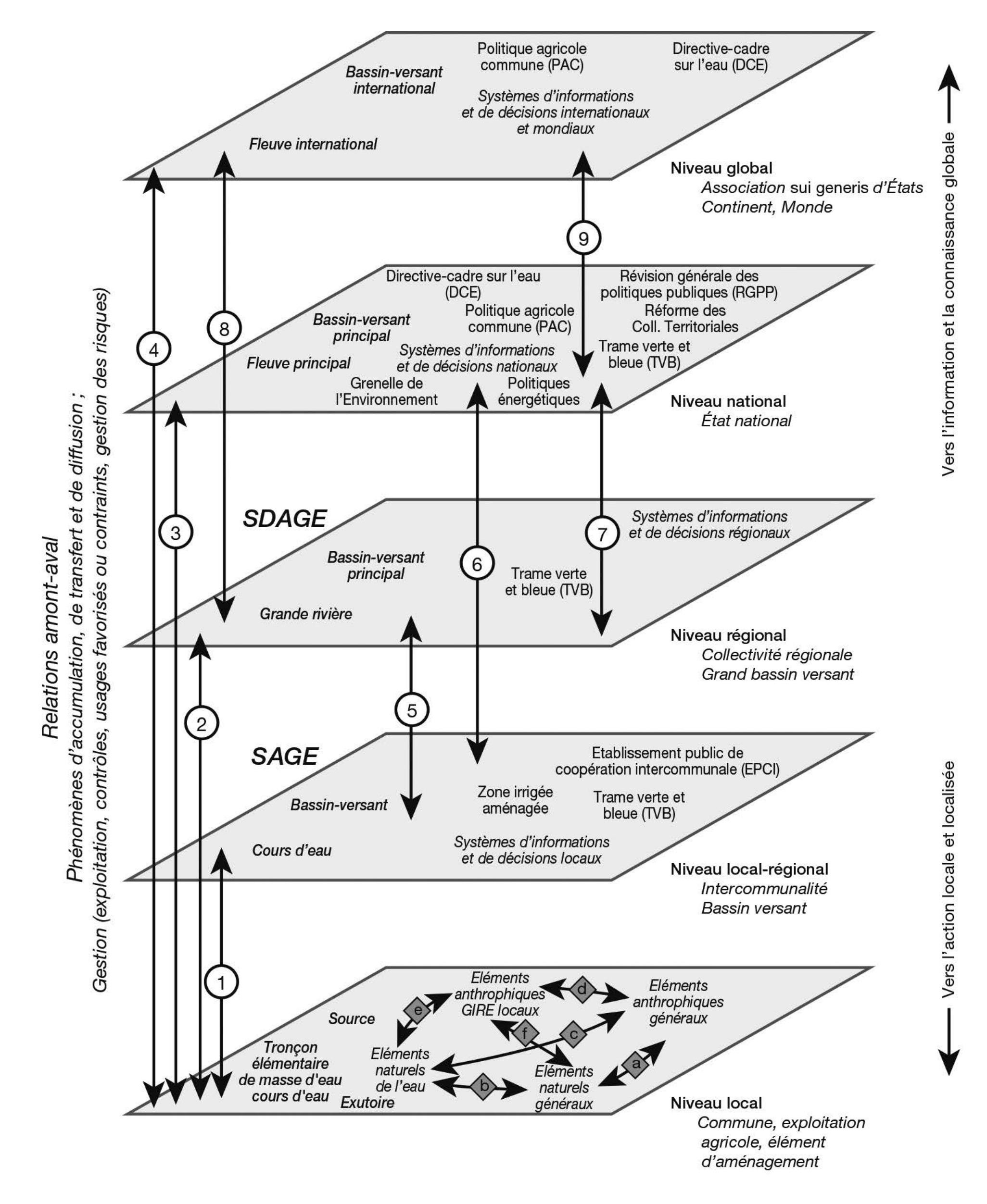



**Figure 3.2.** Schéma de synthèse des relations multi-niveaux et multi-échelles de la gestion intégrée des ressources en eau en France (GIRE). © Jean-Pierre Chery.

## Légende des types d'interactions multi-niveaux territoriaux et multi-échelles de gestion de l'eau

① **Relations entre acteurs locaux**
Ex. : Compétition d'accès à la ressource, conflits d'usages ; Coordination pour tours de l'eau, associations pour équipements lourds (station d'épuration, etc.)

② **Relations d'acteurs représentatifs et d'acteurs d'aménagement et de gestion**

③ **Acteurs administratifs, usagers et leurs représentants**
Ex. : Lois liées à la consommation (eau potable, contrôles rejets, obligations) ; Recours d'usagers ; accès aux systèmes d'informations pour l'analyse comparative d'initiatives et soutiens d'innovations

④ **Relations du local au global**
Ex. : Médiateur européen (plaintes de citoyens auprès de la Commission européenne)

⑤ **Sphère régionale**
Ex. : aménagements et coordinations de bassin-versants (niveau des SAGE).

⑥ **Acteurs administratifs et politiques**
Ex. : Echanges entre préfecture et intercommunalités et lois sur les périmètres d'intervention des intercommunalités ; gestion des risques naturels (inondations : relation SCoT/PPRi)

⑦ **Relations du régional au national**
Ex. : Contrat de Plan Interrégional État-Région (CPIER)

⑧ **Relations Région-Association d'États**
Ex. : Programme FEDER

⑨ **Relations État-Association d'États**
Ex. : Négociations au sein de l'Union européenne pour la DCE

**Exemples de types d'interactions au niveau local**

◆a *Interactions entre éléments anthropiques et élément naturels généraux :*
Ces entités localement en interactions sont, par exemple, les activités humaines au niveau d'une exploitation agricole, un établissement industriel, un habitat qui utilisent des ressources naturelles elles-mêmes locales (sans que la dimension hydrologique soit centrale). Des épandages de boues sur des parcelles, des stockages de produits en vrac, des surfaces de parkings aménagées sur des sols divers, etc.

◆b *Interactions entre éléments naturels généraux et élément naturels de l'eau :*
On peut repérer des interactions qui modifient la qualité de l'eau ou la qualité des sols quand l'un ou l'autre apporte ou retire des substances ou des matériaux : turbidité locale de l'eau par un orage local, érosion d'un escarpement par les eaux de surfaces, action de l'eau en milieu karstique, etc.

◆c *Interactions entre éléments anthropiques généraux et élément naturels de l'eau :*
Les activités humaines locales exploitent l'eau comme ressource (alimentation par puit ; énergie par moulin ou turbine ; transports pour les personnes et les biens, mais aussi pour évacuer des déchets). On retrouve ici des spécificités liées à l'eau des interactions signalées dans le point a.
L'eau est impactée en qualité et quantité, tandis qu'en retour la présence humaine est historiquement dépendante d'une ressource locale en eau.

◆d *Interactions entre éléments anthropiques généraux et élément anthropiques GIRE locaux :*
On repère ici l'adaptation ou non de règles locales, souvent d'assise vernaculaire, pour coordonner les usages de l'eau par rapports aux besoins généraux d'une communauté humaine. Des degrés d'adhésion ou de rejet à la logique GIRE peuvent affecter ces interactions.

◆e *Interactions entre éléments anthropiques GIRE locaux et élément naturels de l'eau :*
La connaissance des propriétés de l'eau localement (en quantité et qualité) permet d'établir ou de contribuer à des modes de gestion de type GIRE.

◆f *Interactions entre éléments naturels généraux et éléments anthropiques GIRE locaux :*
Ces interactions sont capitales dans la logique GIRE, pour la coordination des actions de gestion ayant un impact sur l'eau et sur les autres ressources naturelles locales. L'état local de l'environnement est évalué par des indicateurs pour aider au pilotage d'une GIRE.

Ces orientations sont opposables aux décisions administratives dans le domaine de l’eau (police de l’eau et des installations classées par exemple) – interaction possible se rapportant au type 7, figure 3.2 – et aux documents de planification. On peut citer par exemple les SAGE, les schémas de cohérence territoriale et les plans locaux d’urbanisme, les schémas régionaux de carrière et les schémas régionaux d’aménagement, de développement durable et d’égalité des territoires lesquels – se rapporte aux interactions de type 5, figure 3.2 –, sont en cours de mise en œuvre. Les services de l’État et ses établissements publics sont chargés de réunir les conditions de sa réalisation. Pour cela, ils s’appuient sur des plans d’actions opérationnels territorialisés.

## Le plan Rhône, une expérience de gestion concertée multi-échelle

Depuis le début des années 2000, le fleuve mobilise fortement les acteurs publics, notamment par l’intermédiaire du plan Rhône, politique globale de gestion du fleuve, et des politiques publiques relatives à la prévention et à la gestion des risques d’inondation. De nouveaux territoires de l’eau sont créés pour la mise en œuvre d’une politique de gestion intégrée et participative de l’eau par bassin versant. Un des enjeux majeurs de ces mesures est la réappropriation du fleuve par ses riverains, à travers une requalification du milieu naturel pour de nouveaux usages et une image attractive du cours d’eau. Au niveau local, ces mesures et leurs effets sont repérés dans les interactions de type « a » à « f » de la figure 3.2, et soumis particulièrement à des interactions multi-niveaux de types 1 à 3.

Mis en œuvre à partir de 2007, ce programme de développement durable est fondé sur un partenariat entre l’État et ses établissements publics (Voies navigables de France et agence de l’eau Rhône-Méditerranée-Corse), les régions Bourgogne, Franche-Comté, Languedoc-Roussillon, Provence-Alpes-Côte d’Azur et Rhône-Alpes, le comité de bassin Rhône-Méditerranée, la Compagnie nationale du Rhône et l’EDF avec le concours de l’Union européenne. Son objectif est « de prendre en compte l’ensemble des usages et enjeux du fleuve et de son affluent par le biais de la labellisation et du financement des projets portés par les acteurs de ces territoires ». Il concrétise la volonté partagée de créer un outil de gestion respectant les solidarités amont-aval sur les plans sécuritaire, économique, énergétique, environnemental et socio-culturel. Le fleuve et ses paysages sont envisagés comme des vecteurs de valorisation et de développement local et territorial par les collectivités riveraines. Aussi, l’objectif initial d’une stratégie de prévention des inondations sur le fleuve s’accompagne d’autres thématiques avec l’ambition de développer un projet de territoire (figure 3.3).

À l’échelle du bassin versant du Rhône, dans la perspective d’une gestion par des structures multiples et coordonnées sur le modèle de la gestion intégrée des ressources en eau, l’effort est mis sur des mesures qui tendent à rééquilibrer une politique de l’offre toujours forte vers une politique de la demande. L’analyse du schéma d’aménagement et de gestion des eaux de la Drôme, affluent du Rhône, a montré que le passage d’un contexte de compétition entre les usages à celui d’une coopération et d’une solidarité territoriale est possible (Girard et Rivière-Honegger, 2014b). De la même manière, une politique active est développée pour la gestion et la restauration des milieux aquatiques.

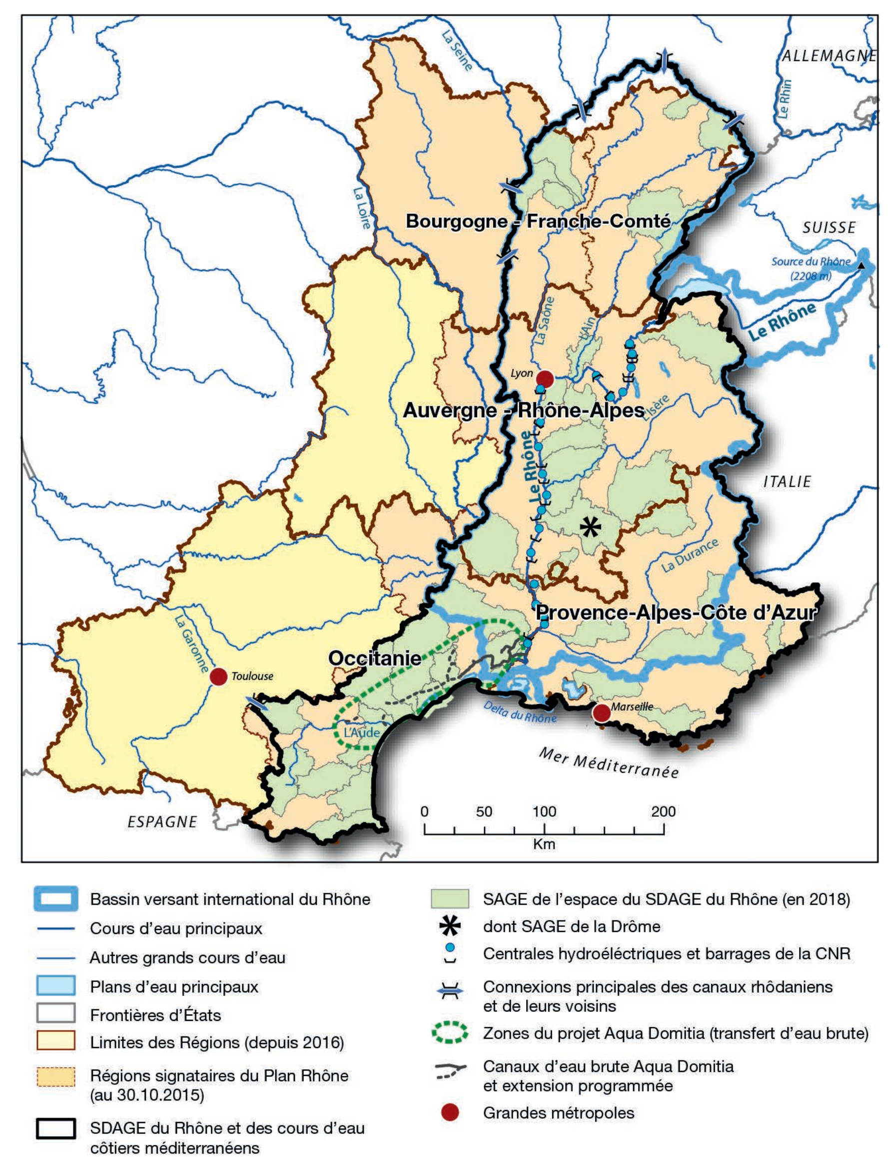



**Figure 3.3.** Les régions signataires du plan Rhône.

## ⏩ Conclusion

Les tensions entre l'universalité et la territorialisation de l'eau, la question d'un bien commun et celle de son appropriation à des niveaux territoriaux différents se traduisent par des enjeux de gestion entre l'amont et l'aval et de voisinage de ces territoires. Elles se traduisent aussi par des enjeux des dimensions multi-usages dans tel ou tel lieu particulier, pouvant concentrer les interventions coordonnées ou non d'un ensemble d'acteurs de différents niveaux territoriaux. Dans le cadre de l'Union pour la Méditerranée (UPM) créée en 2008 qui consacre la coopération entre les deux rives de la Méditerranée et de la politique européenne de voisinage,

l'eau est une thématique majeure. Le constat est celui d'adaptations continuelles et de recherche d'innovations en termes de gouvernance. La dimension multi-échelles s'accorde avec une dimension multi-temporelle : les objectifs planifiés dans les différents lieux d'un vaste bassin versant sont réalisés dans une dynamique continue En effet, son succès n'est plus le fait d'un acteur tout puissant, mais d'un collectif d'acteurs du territoire. Cette évolution se traduit dans le statut accordé aux différentes formes de connaissances : les savoirs techniques, les savoirs scientifiques et les savoirs locaux sont associés et non plus cloisonnés.

## ▸▸ Références bibliographiques

Barone S., Barbier R., Destandau F., Garin P., 2018. *Gouvernance de l'eau : un mouvement de réforme perpétuelle ?* Paris : L'Harmattan, (coll. Sociologies et environnement), 253 p.

Barone S., Mayaux P.L., 2019. *Les politiques de l'eau.* Paris : LGDJ, (coll. Clefs, sous-collection Politique), 160 p.

Barraqué B., Isnard L., 2013. Des 3 génies de l'eau aux 3 E du développement local. *In :* Pecqueur B., Brochet A., (eds). *Le service public d'eau potable et la fabrique des territoires.* Paris : L'Harmattan, (coll. La Librairie des Humanités), 269-276.

Bouleau G., 2019. *Manuel d'analyse des politiques publiques à l'usage des ingénieurs et des urbanistes. Exemples dans le domaine de l'eau et de l'environnement.* Paris : Presses des Ponts, 124 p.

Bravard J.P., Pourtier R., 2003. Les territoires de l'eau. *Bulletin de l'association de géographes français*, 3 : 239-241.

Broc N., 1971. Un géographe dans son siècle, Philippe Buache (1700-1773). *Dix-huitième siècle*, 3 : 223-235.

Cash D.W., Adger W., Berkes F., Garden P., Lebel L., Olsson P., Pritchard L., Young O., 2006. Scale and cross-scale dynamics: governance and information in a multilevel world. *Ecology and society*, 11(2) : 8.

Cercle pour l'aménagement du territoire, 2016. *La Datar, 50 ans au service des territoires*. Paris : La Documentation française, 245 p.

Conseil d'État, 2010. *L'eau et son droit, rapport public.* Paris : La Documentation française, (coll. Études et documents, 61), 582 p.

Daniell K.A., Barreteau O., 2014. Water governance across competing scales: Coupling land and water management. *Journal of hydrology*, 519(C): 2367-2380. Doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.10.055.

Di Méo G., 1998. *Géographie sociale et territoire.* Paris : Nathan, 317 p.

Durand-Dastès F., 2005. À propos de la géographie de l'eau : temporalités et échelles spatiales. *L'Information géographique*, 69(3) : 66-84.

Ferraton M., 2016. L'approche participative au service de la Gestion Intégrée de la Ressource en Eau. L'expérience des parcs naturels régionaux du Sud-Est de la France, Thèse de doctorat de géographie, Comue Grenoble-Alpes (ED Siseo), 328 p.

Ghiotti S., 2006. Les territoires de l'eau et la décentralisation. La gouvernance de bassin versant ou les limites d'une évidence. *Développement durable et territoires* [En ligne], dossier 6.

Ghiotti S., 2007. *Les territoires de l'eau. Gestion et développement en France.* Paris : CNRS Éditions, (coll. Espaces et milieux), 246 p.

Ghiotti S., 2015. Eau, territoires et sociétés. *In :* Euzen A., Jeandel C., Mosseri R., (eds). *L'eau à découvert*. Paris : CNRS Éditions, 250-251.

Girard S., Rivière-Honegger A., 2014a. En quoi les dispositifs territoriaux de la gestion de l'eau peuvent-ils être efficaces ? *Sciences eaux & territoires*, 1(13) : 32-36.

Girard S., Rivière-Honegger A., 2014b. La territorialisation de la politique de l'eau : enseignements à partir du cas de la vallée de la Drôme (1980-2013). *Cahiers agricultures*, 23 : 129-137.

GWP, 2000. *Integrated water resources management.* Global water partnership publishing, Technical background paper 4.

Goeldner-Gianella L., Barreteau O., Euzen A., Pinon-Leconte M., Gautier Q., Arnould P., 2016. *Concilier la gestion de l'eau et des territoires*. Paris : Éditions Johanet, 391 p.

L'Hôte Y., 1990. Historique du concept de cycle de l'eau et des premières mesures hydrologiques en Europe. Paris, Orstom, *Hydrologie continentale*, 5 : 13-27.

Lasserre F., Brun A., 2018. *Le partage de l'eau. Une réflexion géopolitique.* Paris : Odile Jacob, 195 p.

Molle F., 2009. River-basin planning and management: The social life of a concept. *Geoforum*, 40(3) : 484-494.

Olivier A., Arrus R., 2004. *Les «territoires» de l'eau*. Cybergeo, [En ligne], mis en ligne le 16 octobre 2004, modifié le 15 février 2007, http ://www.cybergeo.eu/index1249.html.

Richard S., Rieu T., 2017. Gouvernance multi-échelle de la rivière Durance en Provence (France) : une ressource en eau rare, historiquement disputée. *Regards géopolitiques*, 1(3).

Trottier J., 2012. L'avènement de la gestion intégrée des ressources en eau. *In :* Brun A., Lasserre F., (eds). *Gestion de l'eau : approche territoriale et institutionnelle*. Québec : Presses de l'Université du Québec, 179-198.

Vanier M., (ed.), 2009. *Territoires, territorialités, territorialisation. Controverses et perspectives.* Rennes : Presses universitaires de Rennes, 228 p.

Vieillard-Coffre S., 2001. Gestion de l'eau et bassin versant. De l'évidente simplicité d'un découpage naturel à sa complexe mise en pratique. *Hérodote*, 3(102) : 139-156.

Chapitre 4

# Enjeux et pluralité de la participation dans la gestion intégrée des ressources en eau

Emeline Hassenforder, Olivier Barreteau, Fabienne Barataud, Véronique Souchère, Nils Ferrand et Patrice Garin

La gestion intégrée des ressources en eau est très souvent associée à la mise en œuvre d'approches participatives, au point que la participation est parfois considérée comme une condition *sine qua non* de la gestion intégrée. Par participation, nous entendons ici l'implication d'acteurs concernés dans les choix relatifs à la gestion des ressources en eau. Ces acteurs peuvent être des usagers professionnels (agriculteurs, industriels, etc.), des gestionnaires d'infrastructures collectives (réseaux, réservoirs…), des représentants de collectivités territoriales, des propriétaires fonciers, des représentants d'organisations professionnelles et d'associations, ou des citoyens.

Dans ce chapitre, nous nous intéressons spécifiquement aux démarches participatives mises en place dans le but de contribuer à une décision, à un plan ou à un programme de gestion de l'eau : par exemple un projet d'aménagement, un programme d'actions de prévention des inondations (PAPI) ou un schéma d'aménagement et de gestion des eaux (SAGE). En ce sens, nous nous concentrons sur des démarches participatives s'inscrivant formellement dans le cadre de politiques publiques, planifiées et discutées en amont de la mise en place des dites politiques. D'autres démarches participatives sont plus spontanées (manifestations, pétitions) ou mettent l'action au premier plan (*living labs* ou laboratoires citoyens).

Nous retraçons l'origine du lien entre participation et gestion intégrée des ressources en eau et nous explicitons la diversité des sens donnés à la participation. Enfin nous replaçons la participation dans un contexte territorial et multi-échelles, considérant que la mise en œuvre d'une participation authentique ouvre nécessairement vers d'autres politiques sectorielles et entraîne un besoin de coordination.

## ⏩ Cadrage institutionnel

Le cadrage institutionnel de la participation dans la gestion de l'eau a beaucoup évolué au cours de ces dernières décennies. En France, ces évolutions ont cherché à répondre à des attentes croissantes de démocratie participative au sein de la population. Ces attentes s'illustrent par des contestations emblématiques, comme celles

autour de l'aéroport de Notre-Dame-des-Landes ou du barrage de Sivens. Elles se manifestent aussi par des exemples localisés tels que les comités de quartier, les référendums locaux ou la gestion collaborative de différents espaces sociaux. Certaines communes, telle que Saillans dans la Drôme, mettent déjà en œuvre une démocratie participative à leur échelle. Ces mobilisations traduisent un questionnement des citoyens sur la manière dont sont gérés les « communs » (l'eau notamment) par le public ou par le privé, ainsi que leur volonté d'être associés à cette gestion.

Les lois françaises sur l'eau ont ainsi défini les conditions pour la participation du public dans la gestion de l'eau, puis l'obligation de sa mise en œuvre. Il s'agit notamment :
– du code de l'environnement (partie législative, livre 1, articles 120-1 et 120-2) ;
– de la loi sur l'eau et les milieux aquatiques de 2006 ;
– plus récemment de l'Ordonnance sur la démocratisation du dialogue environnemental (2016).

Ces instruments juridiques visent à décliner les directives européennes sur le sujet en France, notamment la Convention d'Aarhus de 1998 (article 6) et la directive cadre sur l'eau de 2000 (article 14). Au niveau international, la Déclaration de Rio de 1992 (principe 10) y fait également référence, tandis que la résolution 64/292 (2010) des Nations Unies de 2010 reconnaissant le droit de l'homme à l'eau et à l'assainissement fournit un cadre plus général (figure 4.1, encadré 4.1).

Cet ensemble de textes constitue une référence mondiale sur la participation pour la gestion de l'eau. Au niveau européen, chaque pays décline ces directives à sa manière, tant dans la législation que dans ses processus de planification et de gestion de l'eau. La participation y est vue formellement comme la participation du « public », c'est-à-dire de « tous les citoyens » (déclaration de Rio) ou de « toute personne » (Convention d'Aarhus), « y compris les utilisateurs » (Directive cadre européenne sur l'eau, DCE). Dans les faits, dans la plupart des pays européens, ces instruments légaux se traduisent le plus souvent par la participation des porteurs d'enjeu (*stakeholders*) tels que les représentants des collectivités territoriales, des usagers (agriculteurs, industriels, etc.), des propriétaires fonciers et des associations.

Les citoyens sont souvent informés des processus de planification et de gestion de l'eau, voire sensibilisés à ceux-ci, mais rarement consultés ou impliqués directement et de manière active. Souvent, la participation est fréquemment vue comme une obligation d'information et/ou, dans une moindre mesure, de consultation. Par exemple, dans le cadre de l'élaboration d'un schéma d'aménagement et de gestion des eaux (SAGE, voir chapitre 1), les citoyens ne participent pas directement à la commission locale de l'eau, l'organe chargé de l'élaboration du SAGE. Mais, ils y sont représentés par le biais, d'une part des élus des collectivités locales et, d'autre part, par des représentants des associations d'usagers, des propriétaires fonciers ou des organisations professionnelles.

Depuis l'ordonnance de 2016, la France a néanmoins fait un pas supplémentaire vers une participation plus directe des citoyens dans la gestion intégrée des ressources en eau. Auparavant, les citoyens étaient principalement impliqués à travers l'enquête publique ou le débat public. L'enquête publique leur permet d'exprimer leurs appréciations, suggestions et contre-propositions sur les opérations d'aménagement ou de planification urbaine. Néanmoins, l'enquête publique intervient après que le projet

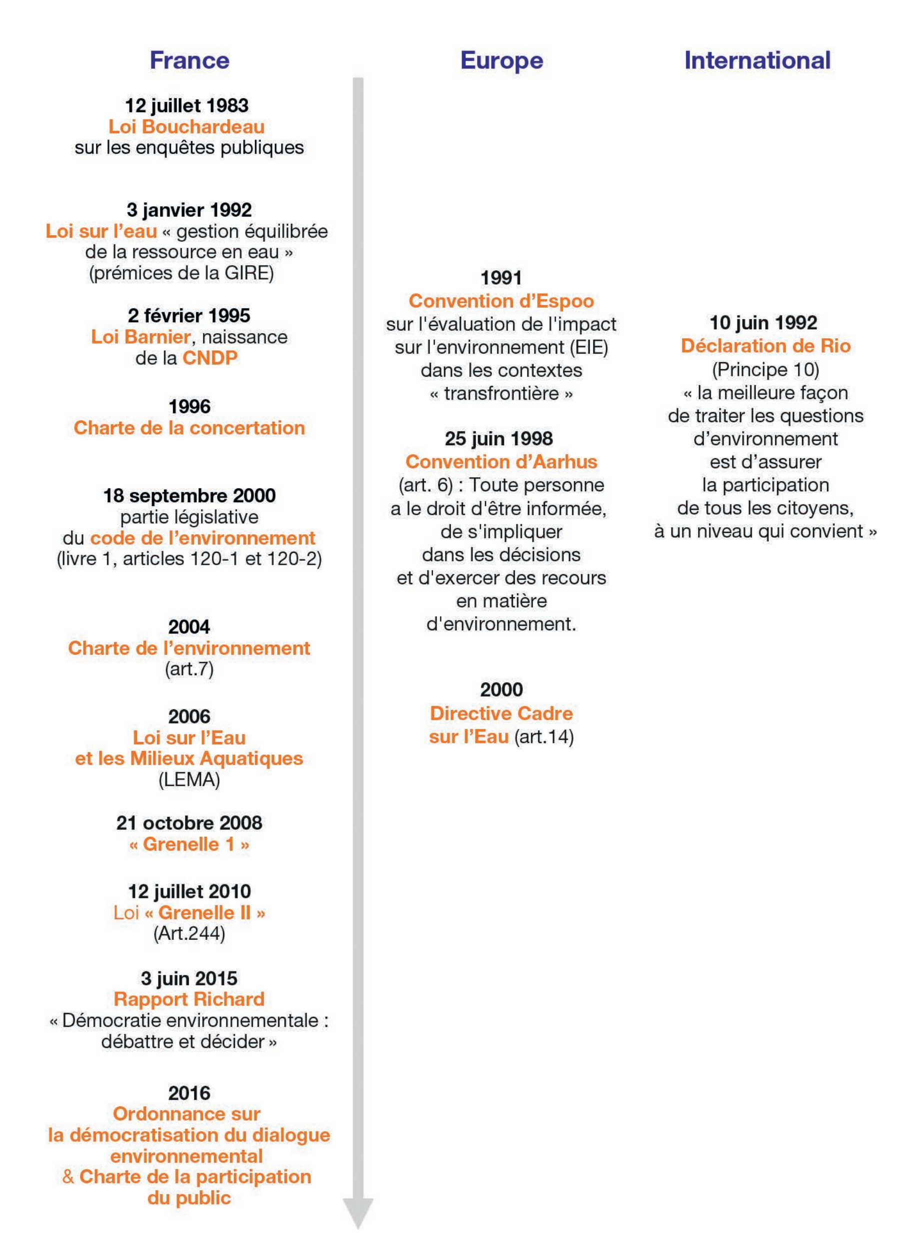



**Figure 4.1.** Principaux éléments constituant le cadre règlementaire pour la participation des citoyens dans la gestion de l'eau en France (Irstea et AERMC, 2016).

d'aménagement soit élaboré. Quant au débat public, il intervient en amont et permet aux citoyens de participer à la réflexion et à l'élaboration des grands projets ayant un impact sur l'environnement (voies navigables, barrages, équipements industriels, etc.). Il est encadré par la commission nationale du débat public (CNDP).

Depuis 2016, la concertation en amont du processus décisionnel a été renforcée, entre autres par la concertation préalable et le droit d'initiative. Une concertation préalable peut ainsi être organisée sur tous les plans, les programmes et les projets soumis à

**Encadré 4.1. Sites d’information sur les cadres réglementaires de la gestion de l’eau.**

– 12 juillet 1983 Loi Bouchardeau sur les enquêtes publiques https://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000692490
– 3 janvier 1992 Loi sur l’eau https://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000173995&categorieLien=id
– 2 février 1995 Loi Barnier, naissance de la CNDP https://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000551804&categorieLien=id
– 1996 Charte de la concertation http://institutdelaconcertation.org/files/bf_fichierjoint_MinEnvir_1996_charte-de-la-concertation.pdf
– 18 septembre 2000 partie législative du code de l’environnement (livre 1, articles 120-1 et 120-2) https://www.legifrance.gouv.fr/affichCode.do?cidTexte=LEGITEXT000006074220
– 2004 Charte de l’environnement (art.7) https://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000790249&dateTexte=
– 21 octobre 2008 « Grenelle 1 » http://www.assemblee-nationale.fr/13/ta/ta0200.asp
– 12 juillet 2010 Loi « Grenelle II » (Art.244) https://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000022470434&categorieLien=id
– 3 juin 2015 Rapport Richard « Démocratie environnementale : débattre et décider » http://www.ladocumentationfrancaise.fr/docfra/rapport_telechargement/var/storage/rapports-publics/154000364.pdf
– 2016 Ordonnance sur la démocratisation du dialogue environnemental http://www.consultations-publiques.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/joe_20160805_0181_0014_ordonnance_participation_du_public.pdf &
– Charte de la participation du public http://www.developpement-durable.gouv.fr/charte-participation-du-public
– 1991 Convention d’Espoo https://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/eia/documents/legaltexts/Espoo_Convention_authentic_FRE.pdf
– 5 juin 1998 Convention d’Aarhus https://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/pp/documents/cep43f.pdf
– 2000 Directive Cadre sur l’Eau (art.14) http://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:5c835afb-2ec6-4577-bdf8-756d3d694eeb.0001.02/DOC_1&format=PDF
– 10 juin 1992. Déclaration de Rio (Principe 10) « la meilleure façon de traiter les questions d’environnement est d’assurer la participation de tous les citoyens, à un niveau qui convient » http://www.un.org/french/events/rio92/rio-fp.htm

l’évaluation environnementale, et n’est plus réservée aux grands projets. Ces plans, projets et programmes incluent les barrages, les grandes voies navigables, certains dispositifs de captage ou de recharge artificielle des eaux souterraines, le dragage marin, les SAGE[1], les plans de gestion des risques d’inondation (PGRI)[2], etc. La concertation préalable permet de débattre de l’opportunité, des objectifs, des orientations et des caractéristiques principales du projet, plan ou programme, ainsi que des enjeux socio-économiques qui s’y attachent et de leurs impacts. Elle permet de débattre de solutions alternatives, y compris pour un projet son absence de mise en œuvre. Elle porte aussi sur les modalités d’information et de participation du public

1. Les schémas d’aménagement et de gestion des eaux (SAGE) sont prévus par les articles L. 212-3 à L. 212-6 du code de l’environnement.
2. Les PGRI sont prévus par l’article L. 566-7 du code de l’environnement.

ultérieures (article L121-15-1 du code de l'environnement). La concertation préalable peut être organisée à l'initiative du maître d'ouvrage, de l'autorité publique ou des citoyens, des collectivités territoriales ou des associations environnementales. Ce droit d'initiative permet, sous certaines conditions, de demander l'organisation d'un débat public ou d'une concertation préalable. Ces évolutions législatives ont placé la France en avance d'un point de vue législatif sur la participation du public dans la gestion intégrée des ressources en eau, comparativement aux autres pays européens.

## ⏩ Les apports de la participation à la gestion intégrée des ressources en eau

La participation citoyenne n'est pas seulement un « effet de mode » en réponse à une demande « sociale » récente. Dans la gestion de l'eau, elle répond à un besoin réel pour une gestion intégrée ou pour une gouvernance territoriale effective, et ce pour diverses raisons. Nous en listons deux.

### Appréhender la complexité des systèmes en jeu dans la gestion intégrée des ressources en eau

L'eau doit être appréhendée à la fois dans un « territoire hydrologique » (Hellier, 2006) et dans un « système social et écologique » (Berkes et Folke, 1998), c'est-à-dire un territoire associant des ressources et des milieux à des acteurs et des institutions. La diversité des interdépendances possibles rend ces territoires, ou ces systèmes, complexes. Une pluralité de points de vue est donc nécessaire pour les analyser et prendre des décisions pertinentes.

Cette diversité de points de vue peut être de type disciplinaire, c'est-à-dire issue de connaissances en économie, hydrologie, agronomie, sociologie, santé, etc. Mais elle doit également se manifester dans les rapports à l'eau, c'est-à-dire en intégrant des points de vue profanes qui amènent des connaissances non sur le fonctionnement du territoire mais sur les pratiques quotidiennes et ponctuelles, ainsi que sur les valeurs et les représentations associées. Par exemple, si l'on cherche à comprendre pourquoi une législation n'est pas respectée et pourquoi la surpêche continue dans un lac donné, il convient d'expliciter les attentes et les contraintes des pêcheurs afin d'envisager des alternatives viables, durables et acceptées par les différents acteurs. La participation est un moyen pour révéler cette diversité de points de vue et pour permettre aux acteurs d'un territoire d'imaginer des alternatives de gestion. La question qui se pose lorsque l'on parle de gestion intégrée des ressources en eau participative est donc de savoir comment appréhender tous ces dimensions et points de vue.

### Organiser la controverse

Certaines questions liées à la gestion de l'eau – comme l'accès à l'eau en période de sécheresse ou la mise en place d'aménagements pour garantir cet accès – sont de plus en plus l'enjeu de controverses. Elles opposent une diversité de besoins dont l'origine n'est pas toujours explicitée. Le barrage de Sivens en est un exemple récent marquant, mais il est loin d'être le seul.

La sécheresse de l'été 2018 a fait remonter les revendications des agriculteurs pour la mise en place de réservoirs dont la pertinence économique et sociale pose parfois

question. Ces controverses sont souvent sous-tendues par des engagements marqués des citoyens ou des acteurs intermédiaires (représentants d'associations d'usagers, de propriétaires fonciers ou d'organisations professionnelles).

La participation, si elle est bien menée, donne un espace d'expression à cette sensibilité et un cadre à la controverse. *In fine*, la participation dans la gestion intégrée des ressources en eau vise une coconstruction des politiques de l'eau. Le présupposé est que cette coconstruction mène à des politiques plus légitimes, adaptatives et adaptées aux besoins de tous.

## ⏩ Les risques pour la participation

### Les formes dévoyées de participation

La mise en œuvre de la participation répond formellement aux attentes de la population. Cependant, elle peut receler quelques dévoiements qui peuvent s'apparenter à des manipulations, aux antipodes des attentes affichées (Gourgues *et al.*, 2013).

De nombreuses expériences ont relaté des démarches participatives instrumentalisées *via* des détails pratiques d'organisation : horaire des réunions, formulation des questions, disposition de la salle… Le but est alors de conduire à une acceptation publique légitimant une proposition. Dans d'autres cas, la participation a été utilisée pour faire diversion et apaiser les conflits en faisant participer de manière apocryphe des potentiels contestataires (Jouve, 2005).

D'autres dévoiements existent, notamment ceux liés à la représentativité des participants. Certains groupes de pression ou certaines catégories socio-professionnelles sont souvent surreprésentés dans les processus ouverts. Dans les processus basés sur la sélection des participants comme les jurys citoyens, l'hypothèse de représentativité des participants n'est pas toujours considérée comme valide par l'ensemble des acteurs.

Ces dévoiements peuvent amener des participants à boycotter un processus participatif (Fourniau, 2011), ou à y adhérer de manière distante (Rui et Villechaise, 2005), voire à s'y opposer frontalement ou à le rejeter après une expérience négative (Barreteau *et al.*, 2010).

### Les moyens de limiter ces risques

L'un des éléments à retenir de ces différents risques liés à la participation est que tout processus participatif est situé, il se déroule dans un contexte où existent des jeux de pouvoir, des intérêts latents et des conflits qui ne disparaissent pas lorsque l'on entre dans la sphère participative.

La prise en compte de ce contexte nécessite de s'assurer en amont que les conditions d'une « réelle » participation sont réunies :

– identifier la population concernée en s'adaptant à l'évolution des enjeux du processus participatif. La coconstruction implique un espace de solutions ouvert *a priori*, et donc l'impossibilité de pré-identifier l'intégralité de la population concernée. Par exemple, si les participants considèrent que le tourisme est un enjeu majeur à discuter dans le plan de gestion de l'eau, il peut être pertinent d'inviter des touristes, voyagistes ou administratifs du domaine à participer ;

– définir clairement les contours cognitifs de la participation (c'est-à-dire les questions posées aux participants) et les conditions de leur révision. Ces contours conditionnent les participants concernés et les usages représentés. Cet aspect est important pour la gestion intégrée des ressources en eau car la multiplicité des interdépendances peut faire émerger de nouvelles questions dont la légitimité doit être établie;
– faire un diagnostic initial des jeux de pouvoir et des intérêts en présence et préparer le processus participatif en fonction de ceux-ci. Cela signifie par exemple qu'il faut sélectionner des participants représentatifs des différents points de vue, y compris les contestataires, s'assurer de la prise de parole des moins puissants. Dans certaines situations, des méthodes participatives destinées à la résolution de conflit peuvent être utilisées;
– formaliser en amont la prise en compte des résultats de la participation dans le processus décisionnel institutionnel. Par exemple, sur le bassin versant de la Drôme, la commission locale de l'eau s'est engagée à intégrer le diagnostic citoyen dans la révision du futur schéma d'aménagement et de gestion des eaux (Ferrand *et al*., 2018);
– idéalement, rédiger une charte de la participation qui définit les règles et les marges de manœuvre laissées à la participation et la partager avec tous les participants, quel que soit leur statut (ICPC, 2018).

Ces différents éléments montrent bien que la manière dont le processus participatif est pensé et planifié est une étape clé. C'est ce que l'on appelle l'ingénierie de la participation. Elle vise à définir les objectifs du dispositif participatif, ses étapes et les participants (Daniell *et al.*, 2010). Ces éléments doivent être acceptés par les participants, voire coconstruits avec eux.

## ⏩ Pluralité des démarches participatives

De fait, la participation est un domaine dont la mise en œuvre est encore en devenir et présente une grande diversité. Il existe de nombreux guides pour expliquer dans l'intégralité comment planifier et mettre en œuvre une démarche participative (AERMC, 2016; Lisode, 2017). Cette section donne un aperçu de cette démarche d'ingénierie de la participation et de la diversité de ses modalités en s'appuyant sur un état de la connaissance réalisé par une partie des auteurs pour l'agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse (Irstea et AERMC, 2016).

### Articulations entre processus participatif et processus de prise de décision institutionnel

Comme mentionné en introduction, les acteurs participent pour contribuer à une décision, à un plan ou à un programme de gestion de l'eau. Il doit donc y avoir des marges de manœuvre dans la prise de décision. Cela signifie également que les décisionnaires «habituels» doivent voir un intérêt à la participation et être prêts à prendre en compte ses résultats, voire s'y impliquer eux-mêmes. Il convient donc, pour le pilote du processus participatif et avant son démarrage, de valider l'intention de participation avec les différents acteurs.

Une fois l'intention validée, diverses articulations sont possibles entre le processus participatif et le processus de décision institutionnel (figure 4.2). Prenons l'exemple de l'élaboration d'un schéma d'aménagement et de gestion des eaux (SAGE) à suivre sur la figure 4.2.

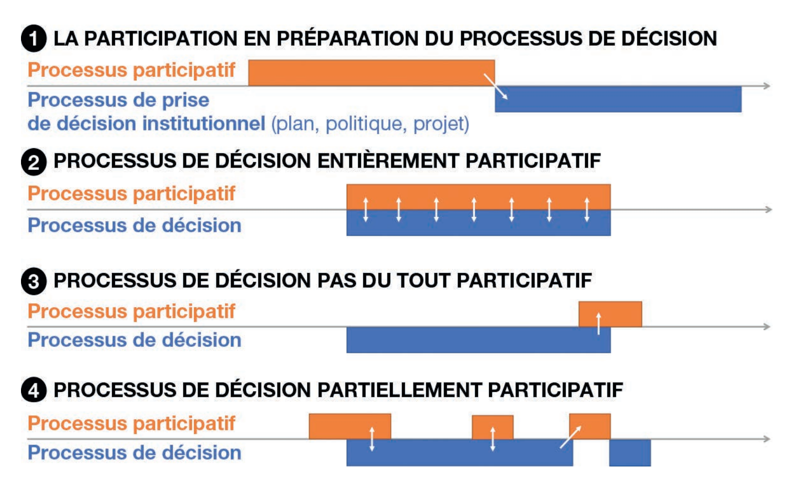



**Figure 4.2.** Exemples d’articulations entre processus participatifs et processus de prise de décision institutionnel.

Les flèches blanches désignent les interactions entre les deux processus, par exemple lorsque des propositions faites par les citoyens sont fournies aux acteurs institutionnels (flèche vers le bas) ou à l’inverse lorsque des propositions faites par les acteurs institutionnels sont fournies aux citoyens pour être prises en compte dans le processus participatif (flèche vers le haut).

Articulation n °1 : la démarche participative peut s’effectuer en amont du processus institutionnel d’élaboration. Les participants sont mobilisés avant même que le périmètre du SAGE ne soit défini ou que la commission locale de l’eau ne soit créée. Ils peuvent réaliser un diagnostic participatif, définir leurs propres objectifs et faire des propositions d’actions qui sont ensuite versées dans le plan d’aménagement et de gestion durable du SAGE. C’est ce qui a été mis en œuvre pour la deuxième révision du SAGE Drôme (Ferrand *et al.*, 2018).

Articulation n °2 : un autre exemple d’articulation se présente lorsque le processus de décision institutionnel est entièrement participatif. Les participants sont associés à chaque étape d’élaboration du SAGE. À notre connaissance, cela n’a jamais été fait en France.

Articulation n °3 : lorsque le processus de décision institutionnel n’est pas du tout participatif, la population est informée une fois le SAGE validé, *via* la mise en ligne des documents du SAGE sur le site internet du gestionnaire de bassin versant. C’était le cas le plus courant jusqu’à la réforme du dialogue environnemental de 2016.

Articulation n °4 : d’autres articulations sont possibles, lorsque les participants sont associés à certaines étapes spécifiques. Ils sont invités par exemple à contribuer directement à la collecte de données pour l’état des lieux ou à réagir au diagnostic réalisé par un bureau d’étude, ensuite les objectifs sont fixés par la commission locale de l’eau, puis les participants sont invités à faire des propositions d’actions vis-à-vis de ces objectifs (par exemple, SAGE Croult-Vieille-Mer, SAGE Camargue gardoise, SAGE Vallée de la Garonne, SAGE Bas-Dauphiné Plaine de Valence).

## Temps et budget dédiés

Trop souvent, la participation est réalisée rapidement et avec un budget restreint. La participation n’a pas nécessairement besoin d’être longue ou coûteuse mais les

moyens doivent impérativement être adaptés aux ambitions. Par exemple, il est difficile, voire impossible, de mobiliser un grand nombre d'acteurs sur une courte durée et avec un tout petit budget.

Les coûts diffèrent selon le défraiement des participants, selon que les porteurs du processus participatif ont les compétences en interne pour faciliter les événements ou qu'ils ont recours à une personne externe, selon que la participation est présentielle ou numérique (plate-formes de consultation, application disponibles sur samrtphone…), etc. Dans le cas où le processus participatif est mis en place dans le cadre d'un projet, plan ou programme spécifique avec un budget dédié, il faudra également anticiper les suites données à la participation une fois le budget consommé (réponse aux questions des participants, communication sur les événements futurs, etc.).

La temporalité et la durée d'un processus participatif sont également fonction de multiples facteurs : étapes du processus de décision ouvertes à la participation, nombre de participants mobilisés, etc. À titre indicatif, la durée prévue dans l'ordonnance de 2016 pour la concertation préalable, c'est-à-dire la possibilité pour le public de débattre de l'opportunité et des principales orientations des projets plans ou programmes, est de quinze jours minimum à trois mois maximum. Les démarches participatives sont souvent contraintes par le calendrier institutionnel (dépôt du dossier de travaux, labellisation PAPI[3], arrêté de création du SAGE, etc.). En parallèle, l'articulation des événements participatifs avec des événements sociaux et/ou culturels (par exemple, fête de la rivière, fête de la nature, etc.) permet de profiter de la mobilisation des citoyens pour les engager dans le processus participatif.

La durée du processus participatif ne doit être ni trop longue ni trop courte. Dans le premier cas, le risque est une démobilisation des participants. Dans le deuxième cas, le risque est un manque de temps pour le débat et un défaut d'organisation dû à une surcharge des pilotes et animateurs de la démarche (directeur de syndicat, animateurs du SAGE, etc.). De plus, il est important de conserver un certain délai entre deux événements participatifs pour analyser les contributions qui ont été faites et permettre aux participants de prendre du recul sur les étapes précédentes.

## Engagement des participants

Mettre en place une démarche participative implique d'identifier et de motiver sur le long terme les participants potentiels. L'identification des participants nécessite de relire la définition de « parties prenantes » : « Personnes ou organisations affectées par, ou pouvant affecter, le processus de gestion de l'eau ».

Il est essentiel à ce stade de ne pas négliger les « oubliés » : dans la gestion de l'eau en France, il s'agit souvent des jeunes, des populations rurales ou de certaines catégories d'acteurs comme les assureurs dans la gestion des risques inondation ou les entreprises de tourisme. À l'opposé, les catégories « puissantes » doivent être impliquées également, pour que l'issue de la participation ne soit pas contrainte par des raisons d'ordre

3. Le label est donné par l'instance de labellisation de bassin ou par la commission mixte inondation (CMi) suite au dépôt d'un dossier par le porteur du Programme d'actions de prévention des inondations (PAPI). Le label est instauré pour garantir le respect des dispositions prévues dans le cahier des charges PAPI3. Il vise à assurer la cohérence des démarches PAPI en termes de pertinence des objectifs et d'efficacité pour atteindre les objectifs. Du point de vue de l'État, l'obtention du label rend le programme prioritaire pour l'attribution des crédits du fonds de prévention des risques naturels majeurs (FPRNM).

supérieur dont les porteurs seraient absents. C'est typiquement le cas des porteurs d'intérêt de production hydro-électriques ou parfois de l'eau potable. Pour ce faire, il est utile de lister de manière exhaustive toutes les parties prenantes puis d'envisager qui est impliqué à chaque étape de la décision. Il n'est ni toujours possible, ni pertinent de faire participer tout le monde à toutes les étapes. Enfin, l'engagement des différents participants doit être cohérent : par exemple, si les citoyens ne sont impliqués que dans la mise en œuvre, vont-ils vraiment comprendre et soutenir le dispositif ?

Une fois les participants identifiés, il faut d'abord les «initier» à la participation, c'est-à-dire les mobiliser pour leur expliquer le dispositif, ses objectifs, sa temporalité, ses règles, etc. Les participants peuvent ensuite être mobilisés de différentes manières : en réunion plénière, en sous-groupes, avec des rôles spécifiques, selon leur provenance géographique (amont, aval), par catégorie d'acteurs (institutionnels, usagers, etc.), de manière directe ou *via* des représentants, etc. Ces modalités sont à définir en fonction de l'enjeu du processus participatif, des résultats attendus, des jeux de pouvoir en présence, etc.

## Modalités de mise en œuvre de la participation

En France, les démarches participatives pour la gestion intégrée des ressources en eau sont généralement portées institutionnellement par des politiques : l'élu ou le président de la structure gestionnaire du bassin versant. Elles sont mises en place et pilotées opérationnellement par le personnel des structures locales concernées par la gestion de l'eau : à savoir les personnes responsables de décider et de diriger l'ensemble du processus participatif (mobilisation des participants, format, contenu et agencement des événements participatifs, calendrier, logistique, etc.). Dans certains territoires, des citoyens ont été associés à ce pilotage (Hassenforder *et al.*, 2017).

Les démarches participatives nécessitent la présence d'un facilitateur pour organiser, animer et faciliter toutes les actions locales avec les participants. Le facilitateur peut être interne (directeur ou chargé de mission), externe (facilitateur extérieur, consultant indépendant, association, etc.) ou «auto-facilité» par les participants eux-mêmes. Le facilitateur n'est jamais entièrement neutre. Même lorsqu'un facilitateur externe est embauché dans le dispositif, il vient avec certains attributs liés à sa personne qui peuvent impacter le dispositif, la manière dont les participants contribuent et la légitimité qu'ils lui accordent (genre, organisation pour laquelle il/elle travaille, etc.). Il est important de prendre en compte ces éléments lors du choix du facilitateur. En outre, la facilitation nécessite des compétences spécifiques qui peuvent être acquises par la formation lorsqu'elle est effectuée en interne.

Dans certains cas, l'intervention d'un garant de la participation peut être envisagée ou requise. Son rôle est de garantir le respect des règles et les bonnes conditions de la participation (CNDP, 2018a). Une liste nationale de garants a récemment été mise en place par la commission nationale du débat public (CNDP, 2018b).

Enfin, de plus en plus de porteurs de démarches participatives mobilisent des chartes de la participation qui clarifient, encadrent et promeuvent la démarche participative. Ces chartes sont parfois rédigées par le porteur ou par les participants eux-mêmes. Elles ont des contenus variés. De manière générale, elles clarifient la marge de manœuvre laissée à la participation dans le processus de décision, explicitent des

règles de participation, définissent les personnes qui seront impliquées, à quel moment et avec quelles méthodes (ICPC, 2018).

## Méthodes et degré de participation

Une méthode participative est une manière d'associer les citoyens et les autres parties prenantes aux décisions portant sur la gestion de la ressource en eau. Les participants peuvent par exemple inventorier des espèces animales ou végétales (dans ce cas, la méthode est l'inventaire participatif), concevoir une carte du territoire (cartographie participative) ou construire collectivement un modèle du bassin versant (modélisation participative). Il existe des milliers de méthodes participatives et des dizaines de guides les recensant (Fondation Nicolas Hulot, 2013 ; Fondation Roi Baudoin, 2006). Dans ce chapitre, il ne s'agit pas de toutes les décrire, mais d'en montrer la diversité et leurs apports.

Le processus de décision s'articule au processus participatif (figure 4.2). Il suit généralement huit étapes (figure 4.3), quel que soit le projet, le plan ou le programme de gestion de l'eau considéré. Chaque étape de la décision peut faire appel à une ou plusieurs méthodes participatives en impliquant les parties prenantes identifiées au préalable à divers degrés. La figure 4.4 détaille ces niveaux d'implication sur la base des travaux d'Arnstein (1969).

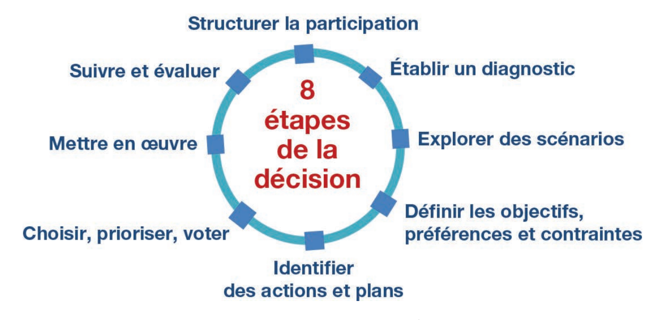



**Figure 4.3.** Les huit étapes de la décision (Irstea et AERMC, 2016).

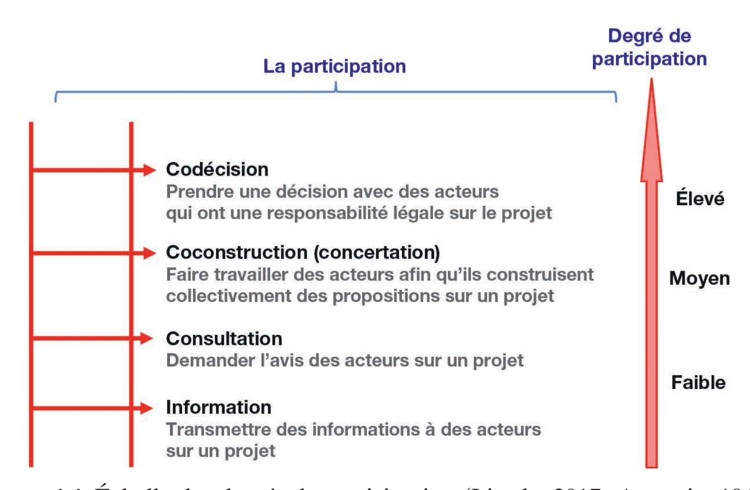



**Figure 4.4.** Échelle des degrés de participation (Lisode, 2017 ; Arnstein, 1969).

<table>
<tr><th>Étapes de la décision</th><th colspan="2">Degré de participation</th></tr>
<tr><th></th><th>Coconstruction</th><th>Codécision</th></tr>
<tr><td rowspan="3">1. Discuter les rôles et les droits des différents acteurs dans la prise de décision</td><td>Analyse participative des acteurs</td><td></td></tr>
<tr><td colspan="2">Charte de la participation</td></tr>
<tr><td colspan="2">Plan de participation</td></tr>
<tr><td rowspan="8">2. Décrire et comprendre l'état biophysique, social et économique du territoire</td><td rowspan="2">Analyse participative des acteurs</td><td>Photo & vidéo participative</td></tr>
<tr><td>Modélisation participative</td></tr>
<tr><td colspan="2">Cartographie participative</td></tr>
<tr><td colspan="2">Simulation participative / Jeux de rôles</td></tr>
<tr><td></td><td>Diagnostic participatif</td></tr>
<tr><td colspan="2">Théâtre participatif</td></tr>
<tr><td></td><td>Observatoire / Inventaire / Surveillance participatifs</td></tr>
<tr><td colspan="2">Recueil de mémoire collective / Archive participative</td></tr>
<tr><td rowspan="3">3. Explorer des scénarios pour le futur</td><td></td><td>Scenarii / Prospective participative</td></tr>
<tr><td colspan="2">Simulation participative / Jeux de rôles</td></tr>
<tr><td colspan="2">Théâtre participatif</td></tr>
<tr><td rowspan="3">4. Définir des objectifs, discuter les préférences et les contraintes pour le bassin versant</td><td colspan="2">Élicitation des préférences</td></tr>
<tr><td colspan="2">Charte citoyenne</td></tr>
<tr><td></td><td>Cartographie mentale</td></tr>
<tr><td rowspan="5">5. Inventer, identifier et structurer les actions puis les plans / stratégies possibles</td><td></td><td>Planification participative</td></tr>
<tr><td colspan="2">Cartographie participative</td></tr>
<tr><td colspan="2">Budget participatif</td></tr>
<tr><td colspan="2">Théâtre participatif</td></tr>
<tr><td></td><td>Cartographie mentale</td></tr>
<tr><td rowspan="4">6. Choisir, prioriser, voter parmi les actions et les plans possibles</td><td colspan="2">Évaluation d'actions et plans (par critères)</td></tr>
<tr><td colspan="2">Priorisation et vote</td></tr>
<tr><td colspan="2">Construction de consensus</td></tr>
<tr><td>Délibération</td><td></td></tr>
<tr><td rowspan="3">7. Mettre en œuvre les actions et les plans choisis</td><td>Financement participatif</td><td>Observatoire / Inventaire / Surveillance participatifs</td></tr>
<tr><td colspan="2">Chantier participatif</td></tr>
<tr><td colspan="2">Nettoyage participatif</td></tr>
<tr><td rowspan="3">8. Suivre et évaluer les décisions, actions et stratégies, ainsi que leurs impacts</td><td colspan="2">Suivi et évaluation participatifs</td></tr>
<tr><td></td><td>Observatoire / Inventaire / Surveillance participatifs</td></tr>
<tr><td></td><td>Photo & vidéo participative</td></tr>
</table>

**Figure 4.5.** Exemples de méthodes permettant de coconstruire ou de codécider à chacune des huit étapes de la décision (Irstea et AERMC, 2016).

Dans la figure 4.5, plusieurs méthodes utilisables à chaque étape de la décision pour des degrés de participation moyens (coconstruction) ou élevés (codécision) sont listées.

Cette liste n'est pas exhaustive. Des méthodes plus transversales peuvent également être mobilisées. Elles ne sont pas forcément spécifiques à une ou plusieurs étapes de la décision (arbre à vœux, pluie d'idées, World Café, *focus group*, etc.). Les détails de la mise en œuvre de ces différentes méthodes ne seront pas développés dans ce chapitre (Fondation Roi Baudoin, 2006).

Les outils numériques font partie intégrante de ces méthodes participatives. En témoignent la multiplication des prestataires privés et des pourvoyeurs technologiques des « civic-tech » (technologies civiques). Le site Etalab recense un certain nombre d'outils de concertation ouverts en ligne.

La figure 4.6 montre un exemple simplifié de plan de participation développé dans le cadre d'un projet de restauration morpho-écologique sur la Sévenne (Sud de Lyon). Le plan a été construit grâce à la démarche PrePar[4] développée pour structurer les réflexions sur l'ingénierie participative et organiser les modalités de mise en œuvre de la participation au cours du processus de décision (Hassenforder *et al.*, 2017).

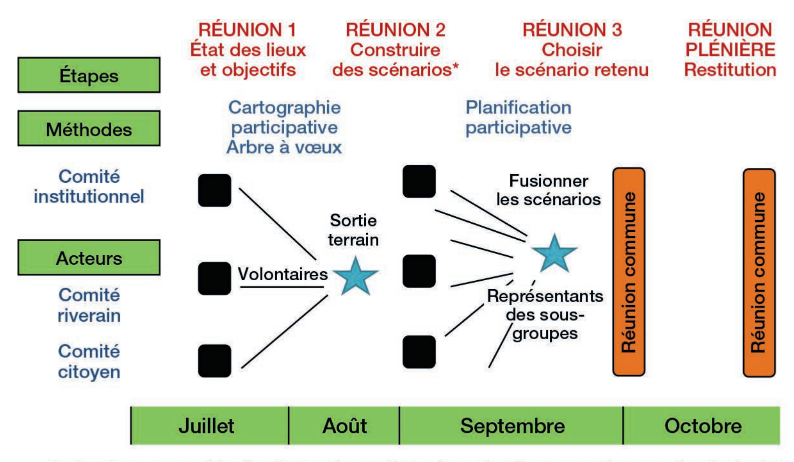



**Figure 4.6.** Exemple simplifié de plan de participation développé dans le cadre d'un projet de restauration morpho-écologique sur la Sévenne, département de l'Isère (© Syndicat de rivière des 4 vallées - devenu SIRRA).

## ⏩ Connexion aux politiques de développement territorial

La gestion intégrée des ressources en eau est intrinsèquement liée – voire s'inscrit dans – à la gouvernance territoriale. Celle-ci implique de prendre en compte à la fois les ressources et les milieux, ainsi que les acteurs qui y vivent et les usages

4. PrePar est une démarche développée par Irstea/INRAE qui permet à un groupe de personnes de concevoir un plan de participation : elle consiste à identifier les objectifs de gestion et de participation, les participants à mobiliser, les étapes de la démarche, le rôle des participants à chaque étape et les méthodes participatives associées.

qu'ils en font. La gouvernance territoriale implique un « processus de coordination multi-niveaux et multipolaires » (Gaudin, 1998) : multi-niveaux, puisqu'elle implique des enjeux qui vont de l'individu à l'ensemble du territoire, en passant par toutes les strates de la commune à la région ; multipolaires, puisqu'elle implique une multiplicité d'acteurs, publics et privés, dispersés et organisés (Rey-Valette *et al.*, 2014). La participation est un principe central de la gouvernance territoriale (Blondiaux et Fourniau, 2011).

En France, la gouvernance territoriale se manifeste par une diversité de plans, de projets et de programmes d'aménagement de l'espace et d'activités. Il s'agit par exemple des plans locaux d'urbanisme (PLU) et des schémas de cohérence territoriale (SCOT) ou, pour l'eau, des schémas d'aménagement et de gestion des eaux (SAGE) et des programmes d'actions de prévention des inondations (PAPI), etc. Ces politiques d'aménagement du territoire ont un impact direct sur la ressource en eau (Barone, 2012), au même titre que les plans de gestion de la ressource en eau impactent les territoires. C'est pourquoi il est nécessaire de travailler leur cohérence, comme l'encourage la législation (loi française du 21 avril 2004).

Cette superposition des politiques de développement territorial complexifie les processus participatifs. En effet, elles ont chacune leurs délimitations géographiques propres qui créent des chevauchements ou des exclusions spatiales avec les autres, ainsi que des compétences et des légitimités sectorielles propres. Ces politiques créent aussi des recouvrements ou segmentations sectorielles avec les autres. De ce fait, les publics concernés ne se recouvrent que partiellement (Torre, 2011). Cette difficulté se pose déjà au niveau de l'eau. Par exemple, lorsqu'un territoire bénéficie de transferts d'eau d'un bassin versant mitoyen, on peut se poser la question de savoir si les acteurs du territoire bénéficiaire doivent être invités à participer à la gestion du territoire fournisseur et inversement. L'enjeu est alors de définir les contours pertinents de l'espace de concernement[5], c'est-à-dire ce qui fait que des personnes ou des collectifs se mobilisent et la structuration de ces mobilisations. Si on y ajoute les autres politiques de développement territorial, l'engagement des participants en fonction de leur concernement est d'autant plus complexe. On peut imaginer l'exemple d'un territoire où le plan local d'urbanisme rend une zone inondable constructible, s'opposant par là-même au schéma d'aménagement et de gestion des eaux (SAGE), les acteurs locaux étant mobilisés pour le SAGE, mais pas pour le plan local d'urbanisme. Même si la législation va dans le même sens pour toutes ces politiques, c'est-à-dire une plus grande participation citoyenne et une plus grande cohérence des politiques territoriales, cette complexité est difficile à appréhender pour les professionnels et les citoyens.

La maîtrise de la complexité de l'imbrication de ces processus participatifs est parfois utilisée par certains acteurs pour servir leurs intérêts particuliers. Barone (2012) donne l'exemple de la basse vallée de l'Ain où un élu a fait modifier le SAGE avant son approbation en commission locale de l'eau afin que son projet de complexe hippique puisse ensuite être validé dans le schéma de cohérence territoriale (SCOT).

5. Espace de concernement (Brunet, 2008) : modes d'émergence et de structuration des mobilisations des publics. […] il ne s'agit pas tant d'insister sur l'importance du poids des mobilisations citoyennes, c'est-à-dire de l'engagement dans l'explication du traitement de ces questions, que de préciser ce qu'il en est des processus qui les font advenir en apportant une contribution à la compréhension de l'activation des publics.

Ce risque d'instrumentalisation est accentué par la multiplicité des rôles de nombreux acteurs dans ces différents processus de planification. C'est le cas de présidents de commissions locales de l'eau également maires ou présidents de la communauté d'agglomération. En parallèle à ce processus d'instrumentalisation à l'échelle du SAGE, l'eau est une ressource ou un milieu support d'activités prises en compte dans une gouvernance territoriale plus large. Elle devient un moyen de production ou une condition de faisabilité pour une diversité d'objectifs. Ses priorités d'usage peuvent être débattues et arbitrées en fonction de ces objectifs à l'échelle du territoire ou du socio-écosystème (Barreteau *et al.*, 2016), et constituer des contraintes ou des opportunités externes à l'échelle du SAGE.

## ⏩ La participation : un atout sous condition pour des politiques territoriales intégrées de gestion de l'eau

Ce chapitre retrace l'origine du lien entre participation et gestion intégrée des ressources en eau et met en exergue la nécessité de coordonner cette gestion avec d'autres politiques territoriales. Les enjeux complexes de la mise en œuvre de la gestion intégrée des ressources en eau participative sont exposés, ainsi que ses dévoiements possibles et la diversité des possibilités de mise en œuvre. Il souligne la connexion de la gestion intégrée des ressources en eau, et sa déclinaison en instruments de gestion tels que les schémas d'aménagement et de gestion des eaux (SAGE) ou les programmes d'actions de prévention des inondations (PAPI), avec les autres politiques d'aménagement du territoire que sont les schémas de cohérence territoriale (SCOT) ou les plans locaux d'urbanisme (PLU). Cette superposition de politiques complexifie la participation, mais elle offre également des opportunités. Rey-Valette *et al.* (2014) ont montré que dans le département de l'Hérault par exemple, la concertation multi-institutionnelle agriculture et urbanisme avait permis de mutualiser les informations et les études, d'élaborer des principes communs sur les différents thèmes abordés et de faciliter le transfert de connaissances aux acteurs concernés. Elle a également permis de structurer les réseaux d'acteurs dans la durée, facilitant ainsi leur mobilisation. Enfin, l'existence d'un groupe de travail transversal fonctionnel a permis de traiter certains désaccords, notamment en matière d'aménagement, et d'identifier des pistes de consensus sans bloquer la dynamique globale.

S'il est excessif de dire que la participation est une condition *sine qua non* à la gestion intégrée des ressources en eau, elle répond néanmoins à divers besoins de celle-ci : prise en compte de différents points de vue afin de mieux appréhender la complexité de la gestion intégrée des ressources en eau ; construction de projets, plans et programmes partagés et adaptatifs ; réponse à une demande sociale accrue.

Ces besoins sont d'autant plus importants lorsque l'on prend en compte l'interdépendance entre les politiques de l'eau et les autres politiques publiques territorialisées. Conduire une ingénierie de la participation requiert une réflexion poussée sur la démarche participative, ses étapes, les acteurs à engager ou les méthodes à utiliser. Cependant, les retours d'expérience sur les démarches participatives montrent que leurs bénéfices compensent les efforts fournis, notamment en termes de rapprochement entre les citoyens et l'acteur public, d'apprentissages, d'engagement ou d'actions concertées (Beuret et Cadoret, 2015). En témoigne

le fait que la participation devient progressivement une méthode centrale à l’élaboration des politiques publiques en France. Le coût de mise en œuvre et les précautions à prendre ne doivent pas décourager les acteurs des politiques de l’eau pour engager ce type de démarche.

## ⏩ Références bibliographiques

AERMC (agence de l’eau Rhône-Méditerranée-Corse), 2016. *Comment impliquer les citoyens dans la gestion de l’eau ? Retours d’expériences de parcs naturels régionaux*. www.eaurmc.fr/jcms/vmr_36464/fr/comment-impliquer-les-citoyens-dans-la-gestion-de-l-eau.

Barone S., 2012. SCoT est-il plus SAGE ? Gestion de l’eau et aménagement du territoire en France depuis la loi du 21 avril 2004. *VertigO*, 12(2). https ://journals.openedition.org/vertigo/12460.

Barreteau O., Giband D., Schoon M., Cerceau J., DeClerck F., Ghiotti S., Therville C., 2016. Bringing together social-ecological system and territoire concepts to explore nature-society dynamics. *Ecology and society*, 21(4). https ://doi.org/10.5751/ES-08834-210442.

Berkes F., Folke C., 1998. Linking social and ecological systems: management practices and social mechanisms for building resilience. *In:* Berkes F., Folke C., (eds). *Ecological economics*, 28. London: Cambridge University Press.

Beuret J.E., Cadoret A., 2015. La participation citoyenne à l’action publique : construire des décisions ou un capital pour l’action ? *Revue canadienne des sciences régionales*, 38(1/3) : 21-28.

Blondiaux L., Fourniau J.M., 2011. Un bilan des recherches sur la participation du public en démocratie : beaucoup de bruit pour rien ? *Participations*, 1(1) : 8-35. https ://doi.org/10.3917/parti.001.0008.

Brunet P., 2008. De l’usage raisonné de la notion de « concernement » : mobilisations locales à propos de l’industrie nucléaire. *Natures Sciences Sociétés*, 4 (16) : 317 à 325

CNDP, 2018a. *Le rôle du garant*. Paris : CNDP. www.debatpublic.fr/garants/

CNDP, 2018b. Liste nationale des garants. Paris : CNDP. www.debatpublic.fr/garants/?q=recherche-garants.

Daniell K.A., White I.M., Ferrand N., Ribarova I., Coad P., Rougier J.E., Burn S., 2010. Co-engineering participatory water management processes: theory and insights from Australian and Bulgarian interventions. *Ecology and society*, 15(4). https://www.ecologyandsociety.org/vol15/iss4/art11/ [consulté le 10/01/2020].

Ferrand N., Girard S., Hassenforder E., 2018. Final report. Implementation and results of monitoring and evaluation methods Participatory processes for strategic planning of five alpine rivers. https ://spare.boku.ac.at/media/other/SPARE_Deliverable_132_FINAL ME REPORT_10122018.pdf.

Fondation Nicolas Hulot, 2013. *Démocratie participative : guide des outils pour agir*. Paris : Fondation Nicolas Hulot. http ://think-tank.fnh.org/sites/default/files/documents/publications/publication_etat_deslieaux_democratie_participative_0.pdf.

Fondation Roi Baudoin, 2006. *Méthodes participatives. Un guide pour l’utilisateur*. Bruxelles : Fondation Roi Baudoin. www.eau-poitou-charentes.org/IMG/pdf/Doc_fondation_Roi_Baudoin.pdf.

Fourniau J.M., 2011. L’institutionnalisation controversée d’un modèle français de débat public. *Téléscope*, 17(1) : 70-93.

Gaudin J.P., 1998. La gouvernance moderne, hier et aujourd’hui : quelques éclairages à partir des politiques publiques françaises. *Revue internationale des sciences sociales,* 155 : 51-60.

Gourgues G., Rui S., Topçu S., 2013. Gouvernementalité et participation : lectures critiques. *Participations*, 6 : 5-33.

Hassenforder E., Ferrand N., Girard S., Eme C., Fermond C., 2017. L’ingénierie participative de la participation : une expérience citoyenne sur la rivière Drôme. *In :* Actes du colloque du réseau OPDE « Des outils pour décider ensemble », 27 octobre 2017, Montpellier.

Hellier E., 2006. Gestions de l’eau et du développement urbain dans l’espace dijonnais : quels modes d’intégration territoriale ? *Revue de géographie de l’Est*, 35-46.

ICPC, 2018. *Les chartes de la participation*. Paris : ICPC. https ://i-cpc.org/les-chartes-de-la-participation/.

Irstea et AERMC, 2016. *Quelle stratégie participative pour la gestion locale de l'eau avec les citoyens ? État de la connaissance, fiches étapes et fiches méthodes*. www.sauvonsleau.fr/jcms/e_17247/quelle-strategie-participative-pour-la-gestion-locale-de-l-eau-avec-les-citoyens-.

Jouve B., 2005. La démocratie en métropoles : gouvernance, participation et citoyenneté. *Revue française de science politique*, 55(2) : 317-337.

Lisode, 2017. *Guide de concertation territoriale et de facilitation*. www.lisode.com/wp-content/uploads/2017/02/Lisode_Guide_concertation.pdf

Rey-Valette H., Chia E., Mathé S., Michel L., Nougarèdes B., Maurel P., Guiheneuf P.Y., 2014. Comment analyser la gouvernance territoriale ? Mise à l'épreuve d'une grille de lecture. *Géographie, économie, société,* 16(1) : 65-89.

Rui S., Villechaise A., 2005. Les associations face à la participation institutionnalisée. Les ressorts d'une adhésion distanciée. *Espaces et sociétés*, 4(123) : 21-36.

Torre A., 2011. Les processus de gouvernance territoriale. L'apport des proximités. *Pour*, (209-210). www.andre-torre.com/pdf/PDFpub228N1.pdf.

Chapitre 5

# Les trajectoires négociées de l'infraction environnementale : le cas des usages agricoles de l'eau

Thomas Debril, Sylvain Barone et Alexandre Gaudin

Dans les années 2000, nous avons assisté à une multiplication des constats pointant l'ineffectivité du droit de l'environnement en général et du droit de l'eau en particulier. Différentes causes ont été avancées pour expliquer cette ineffectivité : la grande disparité et le manque de coordination entre une vingtaine de polices spéciales ayant des procédures distinctes, les difficultés rencontrées par l'action judiciaire pour traiter les dossiers (Simoni *et al.,* 2005), le faible nombre de suites données par les tribunaux ou le caractère finalement peu dissuasif des sanctions (Conseil d'État, 2010). Dans un contexte marqué à la fois par la mise en œuvre de la directive cadre européenne sur l'eau (DCE) de 2000, par l'ambition des objectifs affichés lors du Grenelle de l'environnement de 2007 et par les contentieux ou précontentieux France-Europe relatifs à la gestion de l'eau (Cour des comptes, 2010), ces constats ont conduit à un important mouvement de réforme dont la circulaire de novembre 2010 constitue un moment décisif. Cette circulaire rappelle en effet les enjeux associés à un pilotage unifié et coordonné de la politique de contrôle au niveau régional par les directions régionales de l'environnement, de l'aménagement et du logement (DREAL). Elle précise les modalités de sa mise en œuvre au niveau départemental et souligne enfin l'importance associée à la systématicité des suites. Ce mouvement trouve un prolongement dans l'ordonnance du 11 janvier 2012 engageant une simplification et une harmonisation des dispositifs de polices administratives et judiciaires. La circulaire du 21 avril 2015 préconise enfin la désignation de magistrats référents au niveau des parquets et formule des directives pour le traitement judiciaire des atteintes à l'environnement. Ces différentes étapes conduisent à s'interroger sur les processus par lesquels sont reconnus et traités les comportements illicites en matière de droit d'eau.

Ces processus ont été largement étudiés en sociologie. Un premier ensemble de travaux ont cherché à mieux comprendre les modalités de production des règles juridiques. Les sociologues du travail législatif se sont ainsi largement intéressés à la dynamique conflictuelle des processus délibératifs et ont bien montré l'hétérogénéité des stratégies rhétoriques conduisant à la diversité des compromis que l'on peut observer au parlement (Lascoumes, 2009). Par ailleurs, ils ont bien décrit la

dynamique des jeux de pouvoir et d’écriture conduisant à stabiliser le résultat de ces négociations dans des textes ayant force de loi (Bonnaud et Martinais, 2013), ou au moins de règlement (Martinais, 2010), et visant à mieux cadrer la prise en charge des questions environnementales. Un second type de travaux a cherché à mieux saisir les modalités de mise en œuvre plus localisée des textes juridiques. La malléabilité des règles juridiques y est abordée non seulement à travers la diversité des facteurs de distorsion entre décision politique et mise en œuvre administrative, mais aussi par le biais des modalités par lesquelles les négociations entre administration et usagers peuvent déboucher sur la production, et l’éventuelle institutionnalisation, de nouvelles règles (Lascoumes, 1990; Chevallier, 2011). Ces approches apparaissent particulièrement stimulantes car elles prennent en compte les relations de pouvoir, traditionnellement associées à la construction sociale de la légalité (Ewick et Silbey, 1988). Dans ce chapitre, nous tenterons d’analyser ce que nous proposons d’appeler les trajectoires négociées des infractions.

À la suite des travaux de Strauss *et al.* (1985), nous entendons par trajectoire, le processus à travers lequel se déploie une organisation du travail entre les différents acteurs qui participent ici à la caractérisation, à l’orientation et finalement au traitement d’un comportement potentiellement illicite. La trajectoire est négociée dans la mesure où cette organisation du travail est le produit de négociations entre acteurs aux intérêts divergents (Crozier et Friedberg, 1977). Lors de ces négociations, sont (re)définis aussi bien les contours du comportement illicite que la nature de sa prise en charge. Ainsi, et à la suite des travaux de Mouhanna (2004) sur la filière pénale, nous montrerons, dans une perspective diachronique, que la dynamique de ces négociations fait émerger une organisation et un fonctionnement spécifiques qui, en retour, contribuent à définir activement les contours des infractions et leurs modalités de traitement. Nous nous concentrerons pour cela sur la nature des échanges entre les différents acteurs : depuis les inspecteurs de l’environnement en charge du contrôle des usages de l’eau jusqu’aux magistrats du siège en charge du jugement, en passant par les magistrats du parquet décisifs dans l’orientation des suites. Nous nous intéresserons plus particulièrement à la trajectoire des infractions liées aux usages agricoles de l’eau dans le bassin hydrographique Adour-Garonne, situé dans le Sud-Ouest de la France.

La question de l’eau en agriculture comprend à la fois des problèmes de quantité et de qualité. Les usages agricoles consistent d’abord en des prélèvements, pour l’irrigation notamment, très importants dans le bassin Adour-Garonne. Mais les pratiques agricoles génèrent aussi des pollutions liées en particulier à l’utilisation d’intrants (fertilisants, produits phytosanitaires, etc.). Nous illustrerons notre propos par des éléments empiriques relevant de ces deux facettes de la gestion et du droit de l’eau. Pour cela, nous nous appuierons sur des données empiriques collectées entre 2014 et 2016 à partir d’une soixantaine d’entretiens semi-directifs menés auprès des acteurs concernés par les processus étudiés : responsables de services techniques de l’État, inspecteurs de l’office national de l’eau et des milieux aquatiques (Onema[1]),

1. Créé en 2006, l’Onema a remplacé l’ancien conseil supérieur de la pêche (CSP) tout en élargissant son périmètre d’intervention. Ses missions étaient très diverses : appui technique aux politiques de l’eau, connaissance environnementale, police de l’eau ou encore recherche-développement. En 2017, l’Onema a été fusionné au sein de l’agence française pour la biodiversité (AFB) avec les parcs nationaux, l’atelier technique des espaces naturels (Aten) et l’agence des aires marines protégées (AAMP).

magistrats, juristes d'associations agréées dans la protection de l'environnement et avocats. Les données proviennent également de l'analyse de documents : plans de contrôle, protocoles d'accord quadripartites départementaux relatifs au traitement des atteintes à la nature, bilans annuels effectués par les parquets, etc.

Nous examinerons successivement trois moments qui apparaissent décisifs dans ces trajectoires : la définition des règles, l'adaptation des contrôles et la négociation des suites conduisant, éventuellement, à un jugement.

## ⏩ Définition et négociation des autorisations de prélèvements

Les trajectoires de l'infraction renvoient d'abord à la manière dont sont négociées un certain nombre d'autorisations. Nous nous intéresserons ici au cas des autorisations en matière de prélèvements. Nous montrerons dans un premier temps que ces autorisations conduisent l'administration à entériner les demandes historiques des agriculteurs peu compatibles avec la ressource effectivement disponible en période d'étiage. Nous verrons ensuite que si ces autorisations conduisent à une gestion de crise récurrente, elles obligent aussi les services de l'État à négocier les interdictions de prélèvements avec la profession agricole.

### Les autorisations de prélèvements comme reconduction des demandes historiques

Chaque année, les agriculteurs font remonter leurs demandes de prélèvement d'eau à des mandataires, le plus souvent des chambres d'agriculture, qui les rassemblent et les déposent à la direction départementale des territoires (DDT) en charge de leur instruction. Toutefois, les DDT manquent de connaissances sur la réalité des prélèvements des irrigants du fait d'informations insuffisantes transmises par les mandataires. Cette insuffisance s'explique d'une part par un manque de personnel collectant les demandes au sein des chambres d'agriculture, et, d'autre part, par la défiance de ces chambres à l'égard d'une administration qui leur semble vouloir simplement restreindre les autorisations de prélèvements.

En effet, reconnaître que l'on a des besoins moins importants une année revient à prendre le risque que ne soient pas autorisés des volumes plus importants ou même équivalents l'année suivante. À l'inverse, disposer de volumes supérieurs aux besoins réels permet aux irrigants d'anticiper les restrictions d'usage annoncées, par une irrigation accrue les jours qui précèdent. Ceci conduit paradoxalement à précipiter la crise conformément à la logique des prophéties auto-réalisatrices (Merton, 1948 ; Dupuy, 1992).

> « Les gens ont parfois tendance à sur-demander parce que les autorisations s'expriment en débit et en volume autorisés. Donc si vous demandez plus en termes de débit, vous demandez 40 m³/heure mais vous avez besoin de 10. Après, s'il y a une restriction qui se met en œuvre, vous êtes restreint un ou deux jours par semaine, vous vous en fichez parce que vous arrosez tout le reste du temps avec un débit beaucoup plus important. Donc vous allez plus vite dans vos tours d'eau et vous n'êtes pas vraiment restreint en fait ».
>
> Agent d'une DDT

Le travail d'instruction apparaît d'autant plus complexe que les mandants peuvent relever, en fonction de leur implantation géographique, de plusieurs organismes

mandataires ayant des manières distinctes de faire remonter les dossiers. Les personnels des DDT ne disposent donc pas véritablement des moyens d'appréhender la cohérence des demandes au regard de la réalité des besoins des irrigants. Compte tenu de l'importance des enjeux, les services instructeurs reconnaissent simplement autoriser les demandes qui leur sont faites par les organismes mandataires.

L'instruction apparaît plutôt comme un moment de pédagogie au cours duquel est expliquée la complexité d'une réglementation difficile à maîtriser. Cette volonté pédagogique se traduit notamment par la rédaction de fiches ou de plaquettes d'information, ainsi que par une diversité d'initiatives visant à rendre la réglementation accessible aux pétitionnaires. Les connaissances nécessaires pour rentrer dans les cadres du droit leur sont communiquées le plus en amont possible. Par cet effort pédagogique, il ne s'agit pas tellement de disposer de données totalement fiables sur la réalité des besoins agricoles ou de restreindre plus drastiquement les prélèvements, mais d'encourager les irrigants à entrer dans ce type de procédure.

## La gestion de crise comme requalification des situations de pénurie

La reconduction des demandes historiques de prélèvements d'eau conduit à des difficultés importantes en période d'étiage lorsque la pluviométrie est plus faible que le reste de l'année et que les besoins des irrigants sont ponctuellement plus importants. Il est vrai qu'avant même le vaste mouvement de rationalisation de la gestion de crise suscité par la sécheresse de 2004, les préfets du bassin Adour-Garonne ont choisi de rédiger des arrêtés-cadres de limitation des usages de l'eau. Ces arrêtés définissent les règles de limitation et les seuils de déclenchement des restrictions d'usages à appliquer. Le bassin bénéficie d'un réseau de mesures hydrologiques conséquent permettant d'appréhender les débits des cours d'eau en temps réel. Ces débits sont transmis par la direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement aux directions départementales des territoires. En s'appuyant sur les prévisions météorologiques et sur les données de l'observatoire national des étiages de l'Onema/AFB, les DDT proposent aux préfets d'édicter des arrêtés opérationnels de restriction lorsque les débits franchissent les seuils.

Pour autant et en dépit des efforts réalisés pour anticiper la période d'étiage, les restrictions d'usage de l'eau en période d'irrigation donnent lieu à d'importantes tensions entre les services de l'État et la profession agricole (Barbier *et al.,* 2010). Cette dernière peut d'abord contester l'infrastructure sociotechnique en charge de la qualification hydrologique de la situation de pénurie par un travail critique portant aussi bien sur l'état de la ressource que sur les manières de l'appréhender par les services de l'État. Alors que certains porte-paroles des agriculteurs mettent en avant la disponibilité de la ressource qu'ils ont pu constater eux-mêmes, d'autres évoquent l'incertitude des mesures réalisées par les services administratifs. La contestation peut ensuite porter sur les mesures de restriction elles-mêmes et leur sévérité. Les représentants de l'agriculture mettent alors en avant les enjeux socio-économiques associés à leur activité en rappelant que l'irrigation est un moyen fondamental d'assurer la stabilité quantitative et qualitative des produits sur des marchés marqués par une volatilité des prix importante. Ils pointent l'importance des emplois directs et indirects induits par l'agriculture et mettent en avant la participation du monde agricole au développement territorial, l'irrigation permettant notamment la viabilité de petites structures sur le territoire.

En s'engageant plus globalement dans la défense du monde agricole et en dénonçant une réglementation toujours plus contraignante, voire stigmatisante, pour les professionnels, cette contestation peut avoir le soutien de certains élus des zones rurales et déboucher sur des arrangements locaux conduisant les services de l'État à négocier une forme de « tolérance » en matière d'infraction, en échange de la paix sociale.

> « Elle s'exprime par des menaces tout le temps de mettre le feu à la campagne, de faire descendre les agriculteurs dans la rue, de dire de toute façon on irriguera quand même. Cette pression, elle est tout le temps là. Comme le département est quasiment exclusivement agricole, il y a une, je dirais, une baisse de la voilure qui est quasiment permanente (…). Mais d'un autre côté, le rôle d'un préfet, c'est quand même de maintenir la paix sociale, et je dirais pour l'instant, la voix que l'on entend le plus, c'est quand même celle des gens de la chambre d'agriculture ».
>
> Agent d'une direction interrégionale Onema

En dépit des efforts réalisés par les services de l'État pour asseoir hydrologiquement et juridiquement la légitimité de leurs décisions, la gestion de crise montre, en même temps que l'importance des résistances auxquelles ils doivent faire face, la manière dont ils composent avec les usagers agricoles. Comme l'indiquent par ailleurs les travaux portant sur les bureaucraties de proximité (Dubois, 1999 ; Weller, 2000) ou sur l'activité des services préfectoraux (Tanguy, 2014 ; Spire, 2005), la prise d'arrêté opérationnel n'est pas mécanique ou transparente. Au contraire, elle donne à voir un espace décisionnel opaque où sont aussi bien interprétés les textes généraux que requalifiées les situations particulières auxquelles ils sont supposés s'appliquer. Les agents des DDT ne s'en tiennent pas à observer les franchissements de seuils, mais ils recherchent fréquemment des justifications à ces franchissements. Ils peuvent alors mobiliser les pertes économiques associées aux conséquences agronomiques d'une interdiction d'irriguer en période de floraison du maïs comme l'incertitude météorologique pour brouiller la caractérisation d'une sécheresse et retarder des mesures de restriction que ni l'hydrologie ni le droit ne parviennent à légitimer totalement. De manière assez classique, nous assistons ainsi à une interprétation et à une redéfinition des règles en matière de restriction d'usages par l'institutionnalisation des arrangements locaux entre profession agricole et services de l'État. Voyons à présent comment sont contrôlées ces mesures et réalisées, concrètement, les opérations de police sur le terrain.

## ⏩ Priorisation et adaptation des contrôles des usages

L'exercice du contrôle renvoie à un travail de planification qui prend essentiellement la forme d'un effort raisonné de priorisation, dans le temps comme dans l'espace. Ce travail de planification se concrétise dans les pratiques des inspecteurs, qu'il s'agisse des agents des directions départementales des territoires qui s'occupent essentiellement, dans les faits, de police administrative, ou des agents de l'Onema/AFB qui se consacrent davantage à des missions de police judiciaire.

### Les plans de contrôle comme stratégies de priorisation

Conformément à la circulaire de 2010, les directions régionales de l'environnement, de l'aménagement et du logement assurent le pilotage régional de la police de l'environnement. Ce pilotage se traduit par la constitution de cellules – les missions

interservices de l'eau et de la nature[2] – réunissant tous les services impliqués dans la partie « contrôle ». Le cadre pluriannuel de mise en cohérence des priorités de contrôle par la mission interservices de l'eau et de la nature montre que la planification des contrôles est d'abord un travail de priorisation des actions de police. Ce travail de priorisation renvoie aux enjeux liés à l'atteinte du « bon état » des masses d'eau aux différentes échéances fixées par la directive cadre européenne sur l'eau (DCE). Dans le bassin Adour-Garonne, ces enjeux qualitatifs se traduisent notamment par des enjeux quantitatifs, les sécheresses récurrentes se traduisant par des concentrations de polluants relativement importantes. Les enjeux quantitatifs sont alors appréhendés en observant les probabilités de franchissement des débits d'objectifs d'étiages (DOE)[3], ce qui conduit à cibler certains territoires et à prendre en compte le caractère impactant des usagers agricoles dont l'essentiel des prélèvements est réalisé en période d'étiage. C'est bien cette priorisation, dans l'espace et dans le temps, que nous donne à voir la planification des opérations de contrôle au niveau régional.

> « Si on priorise, c'est aussi parce qu'on ne peut pas faire des contrôles partout. Et il y a un enjeu majeur à mettre une pression réglementaire sur les masses d'eau qui risquent de ne pas atteindre le bon état de la DCE, donc pour la gestion quantitative, c'est quand même plutôt sur les masses d'eau qui ont un déficit hydraulique qui risque de contribuer à la non-atteinte des objectifs. C'est le croisement pressions-enjeux qui à chaque fois détermine ces zones ».
>
> Agent d'une direction interrégionale Onema

En s'appuyant sur ces cadres pluriannuels validés par le préfet de région, les services départementaux rédigent des programmes de contrôle indiquant les priorités et les jours-hommes alloués pour chaque aspect du plan de contrôle. Les plans de contrôle départementaux s'appuient sur la même logique que les cadrages régionaux et croisent les niveaux de pressions et l'importance des enjeux au regard des objectifs de bon état des masses d'eau au sens de la DCE. Néanmoins, les discussions dans le cadre de la mission interservices de l'eau et de la nature permettent d'organiser plus concrètement les opérations de contrôle selon les spécificités des départements, sur la base des informations disponibles localement. Il s'agit notamment de prendre en compte les moyens humains disponibles. La redéfinition des missions associées à l'historique de l'Onema (Bouleau et Gramaglia, 2015) comme à celui des directions départementales des territoires (DDT) (Poupeau, 2011), ainsi que la mise en œuvre de réformes néo-managériales (Bezes, 2009 ; Lascoumes *et al.,* 2014) conduisent à accroître les difficultés organisationnelles des différents services et à limiter les possibilités en matière de contrôle. Il s'agit alors d'allouer de la manière la plus efficiente possible le temps de travail des agents des DDT et de l'Onema/AFB dont le nombre de missions ne cesse d'augmenter. En fin de compte, les plans de contrôle n'exercent qu'une pression relativement légère sur les (potentiels) auteurs d'infraction. Ces plans, qui devraient théoriquement aboutir, en moyenne, au contrôle des stations d'épuration une fois tous les dix ans et à celui des agriculteurs en zone vulnérable une fois tous les 80 ans (Simoni *et al.*, 2005), ce qui est déjà assez peu, ne sont que partiellement réalisés (Legrand *et al.*, 2015).

---

2. Placée sous l'autorité du préfet, la mission interservice de l'eau et de la nature coordonne les services de l'État et les établissements publics concernés dans le domaine de l'eau et de la biodiversité.
3. Le débit d'objectif d'étiage (DOE) est un seuil minimum à respecter, en dessous duquel les usages de l'eau et la vie aquatique seraient menacés.

## L'exercice du contrôle comme adaptation aux contingences locales

La pression de contrôle est particulièrement faible dans les zones agricoles où les relations avec les professionnels sont tendues. Les menaces répétitives, en direct ou par voie de presse, et les incidents récurrents lors de contrôles expliquent le caractère à la fois risqué et stressant de ces opérations (Weller, 2008). La question de la dangerosité des contrôles et de la sécurité des personnels est directement évoquée pour certains départements ruraux, notamment par les personnels de l'Onema/AFB qui, contrairement à leurs collègues des DDT, interviennent armés. Ces difficultés peuvent prendre des proportions assez importantes. C'est le cas dans le Lot-et-Garonne avec le montage de «forces d'action rapide» permettant aux contrôlés de prévenir leurs voisins par messagerie téléphonique afin de compliquer le contrôle. L'exercice du contrôle et la manière dont il se déploie concrètement sur le terrain apparaissent finalement plus complexes que les plans de contrôle ne le laissent penser. Néanmoins, les agents disposent d'une relative autonomie pour faire face à ces difficultés. À l'instar des officiers de police judiciaire (Montjardet, 1986), le pouvoir discrétionnaire des inspecteurs conduit à une adaptation de l'effort de contrôle sur le terrain (Gauthier, 2010). À la DDT ou à l'Onema/AFB, la diversité des tâches dont les inspecteurs doivent s'acquitter au regard des moyens limités dont ils disposent leur permet de travailler finement le réglage entre l'application du plan de contrôle et la prise en compte des oppositions territoriales. Dans les départements les plus conflictuels, cela peut se traduire par un évitement pur et simple du contrôle sur les thématiques les plus sensibles, au premier rang desquelles figurent les aspects quantitatifs (Boizard *et al.*, 2016). C'est bien ce dont témoigne ce responsable de la DDT, reconnaissant les consignes qu'il a reçu du préfet pour éviter les troubles à l'ordre public, assurer la sécurité des agents tout en redéployant les efforts sur des problématiques jugées davantage prioritaires.

> «On est assez peu allé sur les contrôles terrain en DDT les années précédentes, mais pour les raisons d'effectifs que je vous ai expliquées et puis aussi du fait que c'est quand même très tendu. On a une profession agricole, qui est quand même particulière dans le département, qui est très véhémente. C'est vrai que des contrôles terrain sur des thématiques très sensibles, il y a parfois eu des décisions préfectorales : 'on n'en fait pas cette année', il y a d'autres thématiques plus urgentes et vu le contexte, ce n'est pas la peine de mettre le feu à la campagne».
>
> Agent d'une DDT

À l'évitement des contrôles sur les thématiques et territoires jugés sensibles, s'ajoute la prise en compte des conditions socio-économiques des usagers. Ainsi par exemple, certains services peuvent être moins tolérants à l'égard d'entreprises ayant des capacités financières importantes qu'à l'égard d'un petit agriculteur. De même, l'antériorité de l'auteur d'infraction (situation de récidive ou non) est aussi prise en compte dans le choix des contrôles.

Ces adaptations, relativement courantes dans le travail d'inspection (Dodier, 1988), peuvent toutefois déboucher sur des complications dans les rapports entre les agents de l'Onema/AFB et ceux des DDT. Contrairement aux personnels de l'Onema/AFB, les agents des services de l'État travaillent sur de nombreux sujets en relation avec la profession agricole et ont donc besoin de leur coopération sur d'autres dossiers. Par conséquent, ils évitent de réaliser des contrôles sur certaines thématiques qui

peuvent non seulement occasionner des troubles à l'ordre public mais aussi miner, indirectement, l'action globale de l'État sur les territoires. Étant historiquement et structurellement moins en lien avec le milieu agricole, les agents de l'Onema/AFB ont une approche globalement moins axée sur la discussion et la négociation avec les (potentiels) auteurs d'infraction. Alors que les agents des DDT dénoncent parfois le manque de souplesse de ceux de l'Onema/AFB, ces derniers jugent la posture de la DDT trop conciliante à l'égard de la profession agricole.

## ⏩ Négociation des suites et fabrication du jugement

Les constats d'infraction peuvent donner lieu à des suites administratives, sous l'autorité des préfets, ou à des suites judiciaires, sous l'autorité des procureurs. Pour autant, les négociations que l'on peut observer autour de la nature des suites à privilégier mettent en lumière une tendance à la dépénalisation des infractions environnementales. Cette partie s'attache à décrire les mécanismes qui fondent cette trajectoire de l'infraction.

### La progressivité des suites comme dépénalisation

Les atteintes à la nature ne font l'objet de poursuites que dans seulement 21 % des cas[4]. Les magistrats du parquet privilégient plutôt les alternatives aux poursuites, notamment la transaction pénale[5], pour faire face à l'engorgement des tribunaux tout en respectant les injonctions politiques à la systématicité des suites (Lenoir et Gautron, 2014). D'ailleurs, la circulaire du 21 avril 2015 indique très clairement que la transaction pénale est toujours à privilégier hors cas de dommage grave ou irréversible, d'obstacle aux fonctions ou de réitération.

Les infractions concernant l'environnement, et *a fortiori* l'eau et les milieux aquatiques, représentent une infime partie de l'activité des parquets, qui apparaissent largement débordés par le flux de dossiers qu'ils ont à traiter quotidiennement sur d'autres questions. Par ailleurs, le droit de l'environnement est non seulement très technique et spécifique, mais également éparpillé en une quinzaine de codes, au premier rang desquels le code de l'environnement, qui ne sont pas les plus connus des magistrats. La formation sur les questions environnementales est très marginale voire absente des cursus de formation en droit puis à l'École nationale de la magistrature. La diversité des dommages écologiques, couplée à la technicité des éléments nécessaires à leur compréhension et à leur caractérisation, contribue à rendre ce contentieux environnemental peu attractif par rapport aux traditionnelles affaires d'atteintes aux personnes et aux biens. Les magistrats reconnaissent la dimension non seulement chronophage, mais aussi peu valorisante de ce contentieux qui apparaît finalement peu rentable d'un point de vue professionnel (Barone, 2018).

4. Statistiques du ministère de la Justice : http ://www.justice.gouv.fr/art_pix/Stat_Annuaire_ministere-justice_chapitre6.pdf [consulté le 08/01/2020)].
5. La transaction pénale permet à l'autorité administrative, tant que l'action publique n'a pas été mise en mouvement, de transiger avec les personnes physiques et morales sur la poursuite des infractions qu'elles ont pu commettre. Le préfet adresse à l'auteur de l'infraction une proposition de transaction qui doit être homologuée par le procureur. Cette proposition précise le montant de l'amende transactionnelle que l'auteur devra payer, ainsi que, le cas échéant, les obligations qui lui seront imposées pour faire cesser l'infraction, éviter son renouvellement ou à remettre les lieux en conformité.

> « Personne ne veut faire de contentieux technique. L'environnement, c'est un contentieux technique, très chronophage et pas rentable (...). La priorité, c'est l'atteinte aux personnes, c'est normal. Le reste… Voilà… ».
>
> Vice-procureur référent environnement.

De leur côté, des inspecteurs admettent que les suites pénales ne sont pas non plus sans inconvénients. Compte tenu de l'engorgement de la filière, elles interviennent d'abord loin dans le temps, alors que les enjeux écologiques nécessitent souvent une intervention rapide pour éviter des effets pouvant devenir rapidement irréversibles. Les décisions des magistrats, largement étrangers à la technicité des dossiers, apparaissent ensuite fréquemment incertaines voire risquées pour les inspecteurs qui craignent de voir l'audience publiciser un relatif laxisme à l'égard des dommages environnementaux. Dans cette perspective, ces inspecteurs peuvent vouloir privilégier la progressivité des suites pour espérer une remise en état rapide du milieu, qui reste la première priorité des politiques pénales environnementales. Celle-ci peut leur permettre de négocier en amont avec l'usager mis en cause en adoptant une posture à la fois indulgente et menaçante par l'évocation des possibilités de poursuites, en cas de mauvaise volonté (Monteiro, 2014).

> « Le procureur, il a du mal, mais les juges, c'est encore autre chose… Et vous parlez de quoi ? De truites fario ? De continuité de quoi ? Écologique ? D'écosystèmes ? Donc c'est vrai que ça ne parle pas, donc les audiences au tribunal, il faut vraiment que ce soit des affaires qui vaillent le coup parce que sinon, on peut se retrouver avec une affaire grave, mais qui est mal établie, ou la stratégie n'a pas été bonne, et on peut se retrouver avec une amende ou avec une amnistie, une amende très symbolique et sans remise en état parfois ! Or ce n'est pas le but ! ».
>
> Agent d'un service départemental Onema

Le développement des procédures transactionnelles soulève des questions dans la mesure où, notamment, le traitement par le biais de ces procédures alternatives peut s'avérer économiquement rentable pour les auteurs d'infractions. En matière d'usages agricoles par exemple, le non-respect d'un arrêté « sécheresse » peut déboucher sur une amende transactionnelle d'un montant maximal de 300 euros. Or, le profit généré par l'irrigation d'une parcelle agricole en période de pénurie peut s'avérer largement supérieur (Van Bosterhaudt, 2014). Ensuite, la transaction pénale éteint l'action publique. Dès lors, il n'est plus question de peine. Une sanction négociée ne relève plus vraiment de la répression pénale.

Le développement de cette pratique dans le traitement des atteintes à la nature contribue de fait à leur dépénalisation en faisant tourner à plein la machine « à classer sans suites ». Cette évolution s'inscrit dans une tendance ancienne déjà évoquée. Cette tendance consiste à privilégier l'intervention des acteurs administratifs, qui préfèrent traditionnellement la négociation à la sanction (Lascoumes, 1994 ; Lestel *et al.,* 2013). Elle ne satisfait pas tous les magistrats, et encore moins les agents de l'Onema/AFB et les associations de protection de la nature. Ceux-ci dénoncent des stratégies d'étouffement des affaires, le peu de visibilité sur les suites et le caractère démotivant associé à la méconnaissance du traitement des infractions.

## Des tentatives de pénalisation à la fabrication du jugement

Les inspecteurs de l'Onema/AFB déploient différentes stratégies pour intéresser les parquetiers et tenter de peser davantage sur l'orientation du traitement des

infractions. Sur la forme, ils travaillent d'abord à faciliter le traitement des dossiers par les magistrats du parquet en convenant de méthodes de travail et de routines communes. Ainsi, ces agents réalisent un travail préparatoire de simplification des dossiers consistant à mettre au point des systèmes de classement ou de codage permettant une lecture plus rapide. Sur le fond, les inspecteurs font d'importants efforts pédagogiques pour construire avec les parquetiers des relations de confiance autour d'une sensibilité partagée à l'égard de certains dommages et pour s'entendre sur le traitement des infractions qui s'y rapportent. L'investissement dans des relations pérennes vise à partager une manière spécifique de concevoir la nature du dommage, l'orientation des suites et la nature des sanctions. Ces inspecteurs de l'environnement peuvent enfin, en dernier recours, transmettre certaines informations aux associations de protection de la nature de manière à ce qu'elles prennent en charge la pénalisation d'un dossier spécifique. Lorsqu'elles choisissent de se constituer parties civiles, ces associations participent également à leur manière à ce processus de pénalisation dans la mesure où les magistrats ont en main leurs arguments et où les débats en audiences sont en partie organisés autour de leurs demandes.

Cependant, les tentatives visant à pénaliser les trajectoires par l'enrôlement des magistrats du parquet rencontrent d'importantes difficultés. L'investissement dans la pérennisation de ces relations est non seulement coûteux mais aussi relativement fragile dans la mesure où ces arrangements, qui reposent sur des personnes spécifiques, sont à reprendre lorsque les magistrats sont mutés. Le *turn-over* important des parquetiers conduit à remettre en cause ce laborieux travail de sensibilisation développé par les acteurs de la police de l'eau. De même, les stratégies visant à «sous-traiter» aux associations de protection de la nature une pénalisation des dossiers apparaissent limitées. D'abord cette stratégie est vivement découragée par la direction de l'Onema/AFB qui pointe les effets pervers associés à une confusion des genres pouvant nuire à la crédibilité sur le long terme des agents. Ensuite, les associations souffrent d'une faiblesse de moyens. Leur couverture inégale du territoire rend difficile le maintien d'une pression substantielle et homogène sur les juridictions compétentes (Gramaglia, 2006). Les associations reconnaissent elles-mêmes limiter leurs plaintes aux cas les plus symboliques.

> «On évite de taper sur les agriculteurs, les ASA [associations syndicales autorisées], etc. Ce sont des dossiers chauds. Ça en devient contre-productif. On préfère les symboles, comme la CACG [Compagnie d'aménagement des coteaux de Gascogne]».
>
> Juriste salarié d'une fédération de protection de la nature

Nous rejoignons, en ce sens, certains auteurs qui soulignent les difficultés rencontrées par les associations lorsqu'elles cherchent à intéresser les tribunaux à leurs causes (Henry, 2003), ou encore ceux qui nuancent le constat d'une judiciarisation du domaine. Ce constat ne s'appuie le plus souvent que sur de grands dossiers juridiques très médiatisés, comme celui du barrage de Sivens dans le bassin Adour-Garonne (Melot et Pham, 2012). Il est vrai que certains magistrats nourrissent une certaine méfiance à l'égard de ces associations qu'ils considèrent comme «trop politiques».

Étant donné l'importance des alternatives aux poursuites et des classements sans suite par les magistrats du parquet, les magistrats du siège ont très rarement l'occasion de traiter des affaires liées à l'environnement. Le manque de familiarité des juges en matière de dommages écologiques se perçoit bien en audience à travers leur

méconnaissance des acteurs impliqués, des sigles et acronymes les plus courants, ou bien à travers leurs commentaires. Globalement très éloignés de ces problématiques dans leur travail quotidien, ils n'en tentent pas moins de saisir comme ils peuvent les tenants et aboutissants des dossiers. Pour autant, si le prévenu n'a jamais été condamné, s'il a procédé à une remise en état ou si ses revenus sont faibles, les peines d'avertissement sont fréquentes. Les parties civiles obtiennent rarement ce qu'elles demandent. La complexité technique et juridique des affaires et les incertitudes entourant la caractérisation et la causalité de certains dommages aboutissent souvent à des jugements en demi-teinte.

## ▸▸ Conclusion

Le droit de l'environnement met en tension deux types de discours contrastés. D'un côté, il est compris comme un outil de légitimation de la reproduction des rapports de domination protégeant les intérêts, notamment économiques, d'une minorité. De l'autre, il est plutôt perçu comme un outil de libération redonnant la possibilité à des acteurs plus faibles de lutter contre les dommages, notamment écologiques, dont ils seraient les principales victimes. Ces deux lectures nous empêchent cependant de penser la complexité des logiques sous-jacentes qui conditionnent et participent de la mise en droit spécifique de la nature. Dans cette contribution, nous avons plutôt cherché à comprendre comment la nature des échanges entre les différents acteurs, depuis les potentiels mis en cause jusqu'aux magistrats du siège, pèse sur la trajectoire des infractions, c'est-à-dire sur les modalités de constats, d'orientation et de traitement de ces infractions en matière de droit d'eau.

Cette analyse nous a d'abord conduit à identifier trois séquences distinctes dans la trajectoire négociée de ces infractions et à spécifier la nature des mécanismes qui y sont rattachés, depuis la définition des autorisations de prélèvement par l'administration en amont jusqu'à la fabrication du jugement par les magistrats du siège en aval. Plus que cela, notre approche nous a par ailleurs conduit à analyser les modalités d'articulation entre ces différentes séquences et nous a permis de souligner l'importance des négociations en amont sur la trajectoire des infractions. Les compromis entre rigueur juridique et « pragmatisme » administratif dans les négociations autour des limitations de prélèvement sont en effet décisifs dans le cadrage des opérations de contrôle en aval. De même, les difficultés associées aux contrôles expliquent non seulement le faible nombre d'infractions poursuivies, mais aussi la nature des suites envisagées. Les relations entre inspecteurs de l'environnement et magistrats du parquet mettent en lumière la stabilisation d'une doctrine consacrant l'avènement des procédures transactionnelles, le faible nombre d'affaires traitées par les magistrats du siège en bout de chaîne et, finalement, une dépénalisation massive des infractions en matière de droit de l'eau.

À l'inverse, le traitement des affaires que l'on peut observer du côté des magistrats du siège n'est pas sans conséquences sur l'orientation des suites et l'activité des inspecteurs plus en amont. La relative mansuétude des magistrats soumis à des flux d'affaires considérables, peu sensibilisés aux contentieux environnementaux, renforce encore l'attractivité de l'alternative aux poursuites. Le traitement d'infractions constatées par les inspecteurs peut les encourager à privilégier une remise en état rapide des milieux sans sanction, à une procédure pénale longue et à l'issue incertaine. De même, les

difficultés associées aux contrôles peuvent conforter les préfets dans leur « souplesse » en matière de restriction des prélèvements. L'approche par la trajectoire négociée des infractions permet ainsi de comprendre comment ces différentes séquences, prises ensemble et dans la diversité de leurs interactions possibles, retravaillent les contours des comportements illicites et la nature de leur prise en charge.

## ⏩ Références bibliographiques

Aubert L., 2010. Systématisme pénal et alternatives aux poursuites en France : une politique pénale en trompe-l'œil. *Droit et société*, 74(1) : 17-33.

Barbier R., Barreteau O., Riaux J., 2010. Science réglementaire et démocratie technique : réflexion à partir de la gestion des pénuries d'eau. *Natures, sciences, sociétés*, 18 : 14-23.

Barone S., 2018. L'impunité environnementale. L'État entre gestion différentielle des illégalismes et désinvestissement global. *Champ pénal*, 15 https://journals.openedition.org/champpenal/9947 [consulté le 08/01/2020].

Bezes P., 2009. *Réinventer l'État : les réformes de l'administration française (1962-2008).* Paris : PUF.

Boizard P., Garcin M.L., Ménager T., Tosi J.C., 2016. *Audit de la mise en œuvre des politiques de l'eau et de la biodiversité dans le département de Lot-et-Garonne*. Paris : CGEDD, 138 p. www.vie-publique.fr/sites/default/files/rapport/pdf/164000371.pdf [consulté le 08/01/2020].

Bonnaud L., Martinais E., 2013. Écrire la loi, un travail de bureau pour hauts fonctionnaires du ministère de l'Écologie. *Sociologie du travail,* 55(4) : 475-494.

Bouleau G., Gramaglia C., 2015. De la police de la pêche à celle de l'environnement : l'évolution d'une activité professionnelle dédiée à la surveillance des milieux aquatiques. *In :* Arpin I., Bouleau G., Candau J., Richard-Ferroudji A., (eds). *Les activités professionnelles à l'épreuve de l'environnement*. Toulouse : Octarès, 73-90.

Chevallier J., 2011. La place de l'administration dans la production des normes. *Droit et société*, 79 : 623-636.

Conseil d'État, 2010. *L'eau et son droit*. Paris : la Documentation française.

Cour des comptes, 2010. Les instruments de la gestion durable de l'eau. *Rapport public annuel*, 617-655.

Crozier M., Friedberg E., 1977. *L'acteur et le système*. Paris : Le Seuil.

Dodier N., 1988. Les actes de l'inspection du travail en matière de sécurité : la place du droit dans la justification des relevés d'infraction. *Sciences sociales et santé*, 6(1) : 7-28.

Dubois V., 1999. *La vie au guichet. Relation administrative et traitement de la misère*. Paris : Economica.

Dupuy J.P., 1992. *Introduction aux sciences sociales*. Paris : Ellipses.

Ewick P., Silbey S., 1998. The Common place of law. Stories from everyday life. Chicago: University of Chicago Press. Traduction : (2004). La construction sociale de la légalité. *Terrains et travaux*, 1(6) : 112-138.

Gauthier J., 2010. Esquisse du pouvoir policier discriminant : une analyse interactionniste des cadres de l'expérience policière. *Déviance et société*, 34 : 267-278.

Gramaglia C., 2006. La mise en cause environnementale comme principe d'association. Casuistique des affaires de pollution de rivières : l'exemple des actions contentieuses de l'Association nationale de protection des eaux et rivières (ANPER-TOS), Thèse de doctorat en sociologie, ENMP.

Henry E., 2003. Intéresser les tribunaux à sa cause. Contournement de la difficile judiciarisation du problème de l'amiante. *Sociétés contemporaines*, 4(52) : 39-59.

Lascoumes P., 1990. Normes juridiques et mise en œuvre des politiques publiques. *L'Année sociologique*, 40 : 43-71.

Lascoumes P., 1994. *L'éco-pouvoir. Environnements et politiques*. Paris : La découverte.

Lascoumes P., 2009. Les compromis parlementaires, combinaisons de surpolitisation et de sous-politisation. L'adoption des lois de réforme du Code pénal (décembre 1992) et de création du Pacs (novembre 1999). *Revue française de science politique*, 59(3) : 455-478.

Lascoumes P., Bonnaud L., Le Bourhis J.P., Martinais E., 2014. *Le développement durable, une nouvelle affaire d'État* ? Paris : PUF.

Legrand H., Rébeillé-Borgella E., Chabrol D., Flam G., Marchal Y., Soulié M.C., 2015. *Évaluation de la police de l'environnement*. Paris : CGEDD, 160 p. www.modernisation.gouv.fr/sites/default/files/epp/epp_police-environnement_rapport.pdf [Consulté le 08/01/2020].

Lenoir A., Gautron V., 2014. Les pratiques des parquets face à l'injonction politique de réduire le taux de classement sans suite. *Droit et société*, 3(88) : 591-606.

Lestel L., Cuif M., Hagenmuller P., Labbas M., Carré C., 2013. La transaction comme régulation des déversements industriels en rivière, le cas de la Seine-et-Marne au XX^e^ siècle. *In :* Le Roux T., Letté M., (eds). *Débordements industriels. Environnement, territoire et conflit, XVII^e^-XXI^e^ siècle*. Rennes : PUR, 225-247.

Martinais E., 2010. L'écriture des règlements par les fonctionnaires du ministère de l'Écologie. La fabrique administrative du PPRT. *Politix*, 90 : 193-223.

Melot R., Pham H.V., 2012. Protection de l'environnement et stratégies contentieuses. Une étude du recours à la justice administrative. *Droit et société*, 3(82), 621-641.

Merton R.K., 1948. The self-fulfilling prophecy. *Antioch review*, 8(2): 193-210.

Monteiro E., 2014. Les orientations de la politique criminelle actuelle en matière d'atteintes à l'environnement. *Revue de science criminelle et de droit pénal comparé*, 1 : 49-57.

Montjardet D., 1985. À la recherche du travail policier. *Sociologie du travail*, 27(4) : 391-407.

Mouhanna C., 2004. Les relations police-parquet en France : un partenariat mis en cause ? *Droit et société*, 3(58) : 505-520.

Mouhanna C., Bastard B., 2010. Procureurs et substituts : l'évolution du système de production des décisions pénales. *Droit et société*, 1(74) : 35-53.

Spire A., 2005. L'application du droit des étrangers en préfecture. *Politix*, 1(69) : 11-37.

Poupeau F., 2011. (Con)fusion dans l'État départemental : la mise en place des directions départementales des territoires (et de la mer). *Revue française d'administration publique*, 3(139) : 517-535.

Simoni M.L., Perriez F., Berriat A., Delbos V., Mazière B., Tetart S., Bourgau J.M., Guth M.O., Verrel J.L., 2005. *Renforcement et structuration des polices de l'environnement*. Paris : ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation, de la Pêche et de la Ruralité, 146 p. www.vie-publique.fr/sites/default/files/rapport/pdf/054000633.pdf [Consulté le 08/01/2020].

Strauss A., Fagerhaugh S., Suczek B., Wiener C., 1992. Maladie et trajectoire. *In :* Strauss A., (ed.). *La trame de la négociation*. Paris : L'Harmattan 1985 .

Tanguy G., 2014. Les préfets et l'application de la loi. Des interprètes exigeants ? L'exemple de la législation du 13 juillet 1906 sur le repos hebdomadaire obligatoire. *Droit et société*, 1(86) : 77-95.

Van Bosterhaudt P., 2014. Les valeurs des polices de l'eau. Efficacité du droit pénal de l'environnement à l'épreuve de la protection de l'eau et des milieux aquatiques ? *Droit et cultures*, 68 : 81-142.

Weller J.M., 2000. Une controverse au guichet : vers une magistrature sociale ? *Droit et société*, 44-45 : 91-109.

Weller J.M., 2008. Qu'est-ce que le « stress » peut dire ? Économie d'une rhétorique et activités de travail : le cas des contrôleurs agricoles. *In :* Buscatto M., Loriol M., Weller J.M., (eds). *Au-delà du stress au travail : une sociologie des agents publics au contact des usagers*. Ramonville Saint-Agne : Erès, 243-259.

# Partie 2

# Outils, méthodes, données

# Chapitre 6

# Les bases de données sur les ressources en eau en France

Bénédicte Augeard, Laurent Coudercy et Claire Magand

La gestion intégrée de l'eau dans les bassins versants nécessite une connaissance fine du fonctionnement hydrologique (conditions de transfert et de stockage de l'eau dans les différents compartiments du bassin, sol, aquifère, cours d'eau) et des usages anthropiques de cette eau (prélèvements, restitution). Il est donc indispensable de collecter et de mettre à disposition un maximum de données sur la ressource en eau à des échelles spatiales et temporelles utiles pour la gestion.

## ⏩ Présentation des bases de données et du système d'information sur l'eau

En France, les données sur l'eau du secteur public sont partagées et mises à disposition à partir d'un dispositif créé par l'État appelé « système d'information sur l'eau » (SIE), qui rassemble les différentes bases de données. Ce système est organisé autour d'un référentiel de données, le service d'administration nationale des données et des référentiels sur l'eau (SANDRE) permettant d'assurer l'interopérabilité des données.

Ce chapitre présente les objectifs du système d'information sur l'eau, son fonctionnement et les principales banques de données sur l'eau afin de définir des référentiels communs aux acteurs travaillant sur les données.

### L'objectif du système d'information sur l'eau

Le système d'information sur l'eau (SIE) est un système de données regroupant, pérennisant et diffusant les données collectées par des acteurs publics ou privés. Ces données portent sur les milieux aquatiques, la ressource en eau, ses usages, les pressions exercées sur les milieux, les réponses et les zonages réglementaires, ainsi que les indicateurs de fonctionnement des services publics d'eau et d'assainissement pour la France métropolitaine et les départements d'outre-mer. L'enjeu est de coordonner l'ensemble des acteurs concernés (ministères, agences publiques, collectivités, organismes de recherche, entreprises privées, associations) pour que les données collectées et rassemblées soient de bonne qualité, enregistrées dans une banque de données sous un format partagé et mises à la disposition de tous.

Le système d'information sur l'eau répond à l'obligation de transparence et de mise à disposition de l'information environnementale pour tous, en application de la convention d'Aarhus de 1998 et de la charte de l'environnement adossée à la Constitution.

## Les banques de données du système d'information sur l'eau

Les données du système d'information sur l'eau sont stockées dans des banques dites de référence. Le portail «www.eaufrance.fr» est le point d'accès à toutes les banques et informations relatives à l'eau et aux milieux aquatiques.

Le tableau 6.1 liste les principales banques de données sur l'eau et les milieux aquatiques, y compris les eaux littorales. Il précise leur contenu et l'organisme administrateur. En dehors des données protégées par la loi (notamment les données personnelles, celles touchant à la sécurité publique ou aux espèces protégées), toutes les données du système d'information sur l'eau sont librement diffusées sous licence ouverte. Elles sont donc gratuitement et librement réutilisables, y compris pour des usages commerciaux. La figure 6.1 indique le volume des données produites chaque année pour alimenter les différentes banques.

**Tableau 6.1.** Caractéristiques des principales banques de données sur l'eau et les milieux aquatiques.

| Banque de données | Site | Contenu | Organisme administrateur |
|---|---|---|---|
| Hydro | Hydro.eaufrance.fr | Banque de données nationale sur l'hydrométrie, à savoir les débits et les hauteurs d'eau. | Service central d'hydrométéorologie et d'appui à la prévision des inondations (Schapi) |
| Sise-eau | site du ministère chargé de la santé | Banque nationale sur les données de qualité des eaux destinées à la consommation humaine et des eaux de baignades | Ministère chargé de la santé |
| Ades | Ades.eaufrance.fr | Banque de données nationale sur les eaux souterraines, chimie et hauteur d'eau | Bureau de Recherches géologiques et minières (BRGM) |
| Naïades | Naiades.eaufrance.fr | Banque de données nationale sur la qualité des rivières et des lacs (substances chimiques, espèces -poissons, macro-invertébrés, diatomées, macrophytes-, températures et hydromorphologie) | Office français de la biodiversité |
| Onde | Onde.eaufrance.fr | Banque de données nationale sur les étiages (observations visuelles en période estivale de l'écoulement ou non des cours d'eau en tête de bassin versant) | Office français de la biodiversité |

| | | | |
|---|---|---|---|
| BNPE | bnpe.eaufrance.fr | Banque de données nationale sur prélèvements quantitatifs en eau (volumes annuels prélevés sur la ressource en eau par localisation et catégorie d'usage de l'eau) | Office français de la biodiversité |
| QUADRIGE | quadrige.eaufrance.fr | Banque de données nationale sur la mer et les estuaires (données biologiques, hydrologiques et biochimiques; données sur les récifs et mangroves; données sur les déchets plastiques…) | Ifremer |
| SISPEA | sispea.eaufrance.fr | Banque nationale d'indicateurs de services d'eau et d'assainissement (indicateurs obligatoires sur les services publics d'eau et d'assainissement) | Office français de la biodiversité |

**Figure 6.1.** Volume des données produites chaque année pour alimenter les différentes bases de données (source : OFB, données 2014).

Pour faciliter l'accès et la diffusion des données de ces différentes banques, des outils plus spécialisés sont disponibles (tableau 6.2).

**Tableau 6.2.** Modes d'accès aux données des différentes banques d'information.

| Outil, catalogue | Description | Site |
|---|---|---|
| Catalogue des données sur l'eau | Données ouvertes (open data) | www.data.eaufrance.fr |
| Outil de consultation des données de synthèse sur l'eau | Outil de visualisation cartographique d'indicateurs; données ouvertes | www.cartograph.eaufrance.fr |
| Outil de diffusion des principales données sur l'eau | Interface de programmation applicative adaptée aux réutilisateurs externes | hubeau.eaufrance.fr |

| Outil, catalogue | Description | Site |
|---|---|---|
| Point de référence pour les données de référence du SIE | Fournit les données de référence en open data, des services associés (contrôle, informations de mise à jour, …) et la possibilité de demander des codifications nouvelles ou des corrections | sandre.eaufrance.fr |
| Fiches de synthèses des données hydroclimatiques | Données sur les 4 000 bassins versants français suivis (Delaigue *et al.*, 2019) | https://webgr.inrae.fr/activites/base-de-donnees/ |

## Le fonctionnement du système d'information sur l'eau

Le système d'information sur l'eau demande une coordination particulière car il rassemble les données de près de 1 047 réseaux de mesures et plus de 15 000 producteurs de données, comme les agences de l'eau, les offices de l'eau, l'office français de la biodiversité (OFB), les services déconcentrés des ministères de l'Écologie, de l'Agriculture et de la Santé, les organismes de recherche, les collectivités territoriales, les industriels, les associations environnementales, les fédérations de pêche ou encore Météo-France.

La loi sur l'eau de 2006 a confié à l'Onema/OFB la coordination technique du système d'information sur l'eau, auparavant assurée par le ministère de l'écologie. Un schéma national des données sur l'eau a été approuvé par arrêté interministériel en 2010, puis mis à jour en 2018. Ce schéma décrit l'organisation du système d'information sur l'eau et fixe le rôle et les responsabilités de l'ensemble des acteurs au sein de ce système.

Le pilotage technique du système d'information sur l'eau repose sur un groupe de pilotage permanent, le comité de coordination technique du système d'information sur l'eau, et quatre groupes techniques :
- le groupe de pilotage de l'information géographique pour les questions relatives aux données géographiques ;
- le groupe pilotage de l'architecture applicative pour des sujets relatifs aux applications informatiques ;
- le groupe de pilotage du service d'information Eaufrance pour la valorisation de l'information ;
- le groupe de pilotage du service d'administration nationale des données de référence de l'eau (SANDRE, voir ci-dessous) pour la programmation et le suivi des activités.

L'Office français de la biodiversité exerce, sous l'autorité du ministre en charge de l'Environnement, la coordination technique de ce système. Il anime donc le groupe de coordination technique et les groupes techniques.

## Le rôle particulier du service d'administration nationale des données de référence de l'eau au sein du système d'information sur l'eau

Le système d'information sur l'eau est basé sur un langage informatique commun utilisé par tous les acteurs de l'eau. Établi par le service d'administration nationale

des données de référence de l'eau (SANDRE), il permet d'assurer l'interopérabilité entre les bases de données. Le secrétariat technique du service d'administration nationale des données de référence de l'eau est assuré par l'office international de l'eau depuis sa création en 1993. Ce secrétariat s'appuie sur des organismes, majoritairement publics, qui apportent leurs compétences scientifiques et techniques, pour constituer et administrer le référentiel des données sur l'eau et veiller à sa cohérence.

Grâce à la construction de référentiels, d'un langage commun et de format d'échanges, assurée par le service d'administration nationale des données de référence de l'eau, les données issues de collectes peuvent s'échanger de manière informatisée et homogène sur l'ensemble du territoire, y compris les données historiques. Concrètement, ce service offre un ensemble de produits et de services au cœur de l'interopérabilité du système d'information sur l'eau. Ce sont :
– un ensemble de documents de spécification technique comprenant des documents de présentation des données, 200 dictionnaires de données, 27 scénarios d'échanges de données et des scénarios de services web ;
– des jeux de données de référence comme les délimitations des masses d'eau utilisées pour la directive cadre sur l'eau, les appellations de taxons (nom des espèces) adaptées au domaine de l'eau, les stations où sont effectuées des mesures[1] sur l'eau souterraine, les cours d'eau et les plans d'eau, ainsi que les zonages réglementaires ;
– la diffusion des produits sur le site du SANDRE[2], y compris sous forme de services web ;
– un outil de résolution d'identifiants uniques (URI[3]) pour tous les éléments du référentiel de données, permettant d'accéder à ces objets du référentiel par une adresse web pérenne, fonctionnant comme un identifiant ;
– un outil de demande de codifications ou de corrections, indispensable pour faire vivre les référentiels.

Parmi les bases de données de référence, deux sont particulièrement utilisées pour décrire le territoire et faciliter le positionnement des données.

**Carthage©** : cartographie thématique des agences de l'eau et du ministère chargé de l'environnement. Cette base de données regroupe des informations sur tous les objets hydrographiques (découpage du territoire en zones hydrographiques ou bassins versants, cours et plans d'eau). Sa précision est de l'ordre de dix mètres. Un nouveau référentiel hydrographique de précision métrique a été créé en 2020 : la Bdtopage©. Constitué à partir du thème hydrographique de la bdtopo©, ce référentiel a été constitué par l'OFB, l'IGN (Institut national de l'information géographique et forestière) et les agences de l'eau. Il est libre d'usage et a pour but de remplacer progressivement la Bdcarthage©.

**Bdlisa** : base de données des limites des systèmes aquifères. C'est un référentiel cartographique des eaux souterraines réalisé par le BRGM, le ministère de l'envi-

1. Pour les eaux souterraines, ce sont des mesures de hauteurs de nappe et de qualité d'eau. Pour les eaux de surface, ce sont les aspects quantitatifs (débits, hauteur du plan d'eau), qualitatifs de l'eau et les mesures liées à l'état écologique du milieu (poissons, invertébrés, diatomées, phytoplanctons). Ces mesures sont faites en un point qu'il convient de bien caractériser.
2. www.sandre.eaufrance.fr
3. www.id.eaufrance.fr

ronnement, l'OFB et les agences de l'eau. Cette base classe le sous-sol en entités hydrogéologiques décrites selon différentes propriétés : aquifère ou imperméable, écoulements libres ou captifs, milieu poreux, fracturé, karstique. Elle indique la superposition des entités hydrologiques, sans toutefois notifier la profondeur. Cette base de données offre trois niveaux de généralisation.

## ⏩ De la donnée observée à la donnée modélisée

La mise en place et la maintenance des réseaux de mesure hydrométéorologiques et hydrogéologiques représentent un coût non négligeable pour leurs gestionnaires. Il n'est donc pas possible de suivre le débit de tous les cours d'eau et le niveau de toutes les nappes. Pour estimer les ressources en eau sur des territoires non couverts par les réseaux de mesure, les hydrologues et hydrogéologues proposent d'utiliser différentes techniques d'extrapolation des données mesurées. Les incertitudes sur l'estimation de la ressource, déjà présentes dans les données mesurées, sont de fait plus importantes mais elles peuvent être évaluées.

Quelques techniques d'extrapolation spatiale des débits des cours d'eau et deux bases de données reconstituées sont présentées. Ces données sont disponibles dans toute la France, y compris dans les départements d'outre-mer pour certaines. Elles permettent de compléter les données de débit observées disponibles dans la banque Hydro.

Des modélisations similaires existent pour les eaux souterraines, elles ont été développées pour certains aquifères. Mais à ce jour, les résultats ne sont pas disponibles à l'échelle nationale.

### Principes et limites de l'extrapolation des données observées

Pour pallier l'absence de stations de mesure hydrométrique sur tous les cours d'eau, les hydrologues s'appuient sur différentes techniques utilisant l'information relevée par les stations de mesure localisées sur des bassins versants dits « jaugés » à proximité du bassin « cible » étudié et peuvent utiliser des informations météorologiques ou morphologiques (topographie, occupation du sol, etc) en complément (Blöschl *et al.*, 2013). Lebecherel *et al.* (2015) citent trois techniques :
– l'utilisation des rapports de surface de bassin versant en faisant l'hypothèse que le débit par unité de surface est le même d'un bassin à l'autre ;
– la combinaison linéaire des observations issues d'un ensemble de stations, le poids de chaque observation pouvant être déterminé à partir d'approches géostatistiques ;
– le recours à des outils de modélisation hydrologique du bassin versant afin de prendre en compte les différences de pluies, d'évapotranspiration ou de morphologie entre le bassin cible et les bassins jaugés (De Lavenne, 2013 ; Oudin *et al.,* 2008).

Dans ce dernier cas, comme le bassin versant à étudier ne possède pas de mesures de débit à son exutoire, l'estimation des paramètres d'un modèle hydrologique avec ces données de débit n'est pas possible. Les approches utilisées, appelées approches de régionalisation, consistent à transférer les paramètres estimés sur d'autres bassins versants (bassins versants donneurs) vers le bassin cible non jaugé (bassin versant receveur). Les approches de régionalisation s'appuient :

– soit sur la proximité géographique entre le bassin d'intérêt et les bassins jaugés, s'il y a une faible variation spatiale des conditions physiques environnantes ;
– soit sur la similarité physique entre le bassin d'intérêt et les bassins jaugés, si les caractéristiques physiques sont semblables même si les bassins sont éloignés géographiquement.

En France, l'approche fondée sur la proximité géographique a donné les meilleurs résultats (Oudin *et al.*, 2008).

Ces approches d'extrapolation des données de débit présentent certaines limites :
– le bassin receveur non jaugé et les bassins jaugés utilisés pour la régionalisation ne doivent pas être influencés par des activités humaines spécifiques à un bassin (présence de barrage dans le bassin versant par exemple), car cela limiterait la similarité de fonctionnement hydrologique ;
– les valeurs estimées ne sont pas fiables en cas de fonctionnement karstique (circulation dans les roches carbonatées avec des fractures et des conduits de tailles variables). En effet, les circulations des eaux souterraines ne sont pas du tout comparables d'un bassin à l'autre ;
– une valeur extrapolée ne reproduit jamais exactement une valeur de débit mesurée, car les incertitudes liées à la schématisation du bassin versant s'ajoutent à celles des données d'entrée et des données de sortie utilisées pour l'estimation des paramètres du modèle.

## Chroniques hydrologiques simulées

Pour faciliter le suivi hydrobiologique des cours d'eau non jaugés, l'approche de régionalisation fondée sur la proximité géographique a été utilisée par Brigode *et al.* (2014) pour simuler des chroniques de débit journalier sur 11 337 stations de mesure de la qualité de l'eau et des milieux aquatiques (dont 112 en Corse).

Ces stations correspondent au réseau de référence pérenne rassemblant des stations peu impactées par les activités anthropiques et au réseau de stations de suivi de la population piscicole de l'OFB. Sans prétendre se substituer à une mesure directe des débits, qui serait bien entendu préférable, ces reconstitutions visent à fournir aux gestionnaires des ordres de grandeur des débits journaliers et de leur variabilité au cours des jours et des années précédant la mesure de qualité de l'eau ou du milieu aquatique (mesure sur les espèces présentes permettant de qualifier l'état écologique du milieu) afin de les remettre dans un contexte hydrologique. Ces reconstitutions peuvent être remobilisées pour d'autres enjeux de gestion locale de l'eau.

Les débits mesurés sur les bassins « donneurs » ont été reconstitués à l'aide d'un modèle pluie-débit, utilisant des données de pluie et de température (démarche de simulation hydrologique), le modèle Gr4j (Perrin *et al.*, 2003), avec la prise en compte de la neige *via* le module Cemaneige (Valéry, 2010). Ces bassins ont été sélectionnés parce qu'ils sont faiblement influencés par les activités anthropiques (par exemple, des stations hydrométriques non situées à l'aval proche de grands barrages). Ils disposent également des données au pas de temps journalier sur une durée d'au moins six années hydrologiques avec moins de 10 % de données manquantes sur la banque Hydro (figure 6.2). Le débit à une station non jaugée est

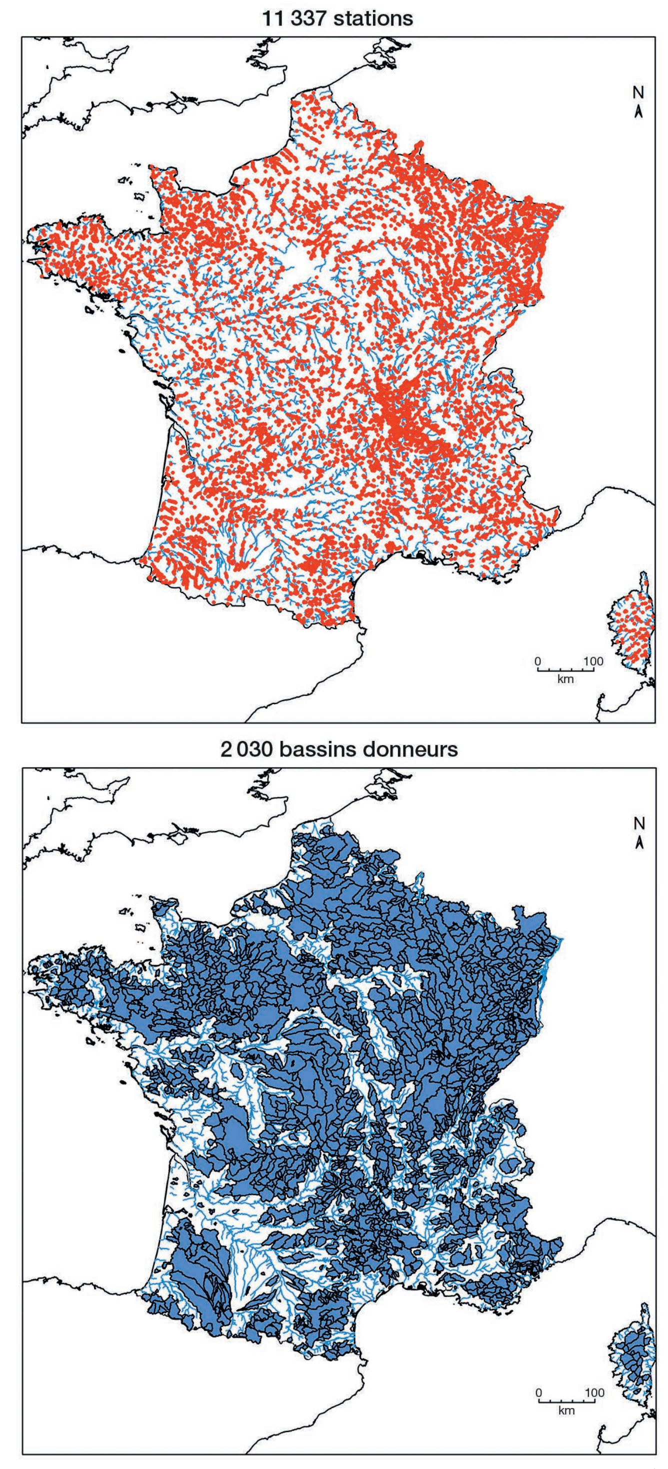



**Figure 6.2.** Localisation des sites de reconstitution des chroniques de débit (en haut) et des bassins versants jaugés utilisés comme donneurs dans le transfert de paramètres (en bas).

estimé avec le même modèle en utilisant la pluie et la température observées sur le bassin versant et des paramètres calés sur les cinq bassins voisins jaugés les plus proches. Les séries journalières produites couvrent la période du 1er août 1958 au 31 juillet 2016 avec un intervalle de confiance à 90 %. Les données sont disponibles sur le portail technique de l'OFB (outils pour la gestion quantitative de la ressource).

Il faut noter que les estimations des valeurs de débits extrêmes comportent généralement d'importantes incertitudes. Il est donc déconseillé de calculer des indicateurs statistiques à partir de ces chroniques. Il vaut mieux utiliser les estimations présentées ci-après.

## Cartographie des débits de référence : module et débit d'étiage (QMNA5)

Pour bien appréhender le régime d'un cours d'eau, les gestionnaires utilisent des références relatives aux basses eaux, aux hautes eaux et aux écoulements moyens. Ainsi, les basses eaux sont souvent caractérisées par le débit mensuel minimal de fréquence quinquennale sèche (QMNA5), les hautes eaux par le débit de pointe de période de retour décennale (non discuté ici). Quant aux écoulements moyens, ils sont estimés par le module de l'écoulement (débit annuel moyen).

Le module naturel d'un cours d'eau a valeur de référence pour fixer le débit minimal à laisser dans le lit du cours d'eau lorsqu'on met en place des ouvrages de dérivation. Ce débit doit être au moins égal au dixième du module afin de garantir en permanence la vie aquatique, la circulation et la reproduction des espèces présentes (article L214-18 du code de l'environnement). De même, la valeur du QMNA5 est utilisée pour estimer les rejets et prélèvements maximaux à autoriser dans les cours d'eau ou les nappes d'accompagnement. Ces indicateurs doivent donc être disponibles en tout point du réseau hydrographique.

Pour aider les gestionnaires à définir les seuils de prélèvement ou de rejet, une cartographie des estimations des modules et des valeurs de QMNA5 de l'ensemble du réseau hydrographique de la base de données CARTHAGE a été réalisée (Cipriani et Sauquet, 2012 ; Catalogne et Sauquet, 2012 ; Folton et Arnaud, 2012 ; Nicolle *et al.*, 2012). Cette cartographie est issue d'un travail d'interpolation spatiale à partir d'une combinaison de trois estimations obtenues par des modèles différents. Les modèles mobilisés sont décrits dans le tableau 6.3, l'estimation finale est une combinaison des trois résultats prenant en compte leurs performances respectives. Comme pour la reconstitution des chroniques de débits décrite ci-dessus, les modèles s'appuient sur des stations de référence les moins influencées par les activités humaines, de bonne qualité métrologique et ayant des chroniques d'une durée minimale de vingt-six ans sur la période 1970-2005. Cette durée est requise pour une estimation robuste du QMNA5. Dans la banque HYDRO, 632 stations disponibles ont donc été sélectionnées. Les résultats sont accessibles sur le portail technique de l'OFB. Un tableau de données fournit à l'utilisateur un indice de robustesse (fragile, prudence, robuste) et une fourchette d'incertitude pour éclairer la confiance à accorder à l'estimation. Dans un tableau complémentaire, ces résultats sont mis au regard des valeurs expertisées par des producteurs de données locales (services de l'État, EDF, Compagnie nationale du Rhône – CNR, Compagnie d'aménagement des coteaux de Gascogne – CACG) quand elles existent.

Les valeurs proposées n’ont aucune portée réglementaire. Elles doivent être validées au cas par cas par la police de l’eau.

**Tableau 6.3.** Principales caractéristiques des modèles utilisés pour estimer les modules et débits d’étiage QMNA5 sur les tronçons de la base de données CARTHAGE.

| Modèle | Rapide descriptif du modèle | Interpolation aux tronçons non jaugés |
|---|---|---|
| Modèle 1 (Nicolle *et al.*, 2012) | Modèle reliant le débit (QMNA5 ou MODULE) à la pluie et l’évapotranspiration (ETP) sur des mailles élémentaires. Ces débits sont ensuite agrégés à l’échelle du bassin versant étudié. | L’erreur obtenue aux stations de mesure (rapport débit observé sur débit calculé) est interpolée aux mailles des bassins non jaugés en utilisant une méthode basée sur les distances (*Inverse distance weighting*) |
| Modèle 2 (Cipriani et Sauquet, 2012) | QMNA5 : modèle de régression par type de bassin reliant les débits à des variables explicatives comme la nature du substratum, l’évapotranspiration ou les précipitations. MODULE : modèle de régression reliant le débit aux termes du bilan hydrologique : l’évapotranspiration et les précipitations | Pour le QMNA5, la régression est effectuée sur des régions de comportement hydrologique similaire (classification basée notamment sur les caractéristiques des étiages). Pour le module, un krigeage des résidus (erreurs) est utilisé. |
| Modèle 3 (Folton et Arnaud, 2012) | Modèle pluie-débit mensuel calés sur les stations de mesure ; | Les paramètres du modèle pluie-débit sont régionalisés à partir des informations spatiales pluviométriques, hydrographiques et hydrogéologiques |

## ⏩ Conclusion

Ce chapitre donne un aperçu des données sur l’eau observées disponibles pour les gestionnaires de l’eau à l’échelle nationale et des dispositifs en place pour s’assurer de la qualité et de l’homogénéité de ces données sur le territoire français. Toutefois, ces données ne sont pas toujours assez précises pour permettre une gestion intégrée de l’eau à une échelle locale. Par exemple, dans les secteurs irrigués, il est indispensable d’avoir une bonne connaissance de la répartition temporelle des prélèvements agricoles au cours de l’année pour gérer l’eau, notamment en période estivale. Donc, il est souvent nécessaire de compléter les dispositifs existants avec des données complémentaires, observées ou modélisées, parfois disponibles seulement auprès des gestionnaires de l’eau du territoire concerné ou de chercheurs travaillant sur le bassin.

Il convient de se rapprocher des professionnels de la gestion locale de la ressource pour avoir une vision exhaustive des données disponibles.

À partir des données observées, les ressources en eau peuvent être estimées en dehors des points de suivi par des méthodes d’extrapolation. Deux exemples portant sur l’estimation des débits des cours d’eau ont été donnés dans ce chapitre : l’estimation

de chroniques de débit et l'estimation de deux indicateurs hydrologiques (le débit moyen et le débit caractéristique de l'étiage ou QMNA5). Ces estimations sont, dans tous les cas, moins fiables que les mesures.

Au-delà des estimations des données de débit fournies par ces études (voir chapitre 2), des modèles permettant d'extrapoler les mesures de la qualité de l'eau sont en cours d'élaboration : par exemple, sur les concentrations en azote et phosphore (Legeay *et al.*, 2016) ; sur les mesures de niveau d'eau souterraine (Habets *et al.*, 2015). À ce jour, les données ne sont pas disponibles sur toute la France, mais les méthodes utilisées peuvent être mobilisées à l'échelle locale.

## ⏩ Références bibliographiques


Blöschl G., Sivapalan M., Wagener T., Viglione A., Savenije H., 2013. *Runoff prediction in ungauged basins. Synthesis across processes, places and scales.* Cambridge: Cambridge University Press, 465 p.

Brigode P., Andréassian V., Bourgin F., Lobligeois F., 2014. *Reconstitution ponctuelle de chroniques hydrologiques incomplètes ou manquantes par modèle pluie-débit.* Rapport. Montpellier : Onema-Irstea, 25 p.

Catalogne C., Sauquet E., 2012. *Cartographie des débits de référence. Interpolation des caractéristiques d'étiage.* Rapport de convention Onema-Irstea. Montpellier : Onema-Irstea, 60 p.

Cipriani T., Sauquet E., 2012. *Cartographie des débits de référence. Interpolation du module.* Rapport de convention Onema-Irstea. Montpellier : Onema-Irstea, 59 p.

De Lavenne A., 2013. Modélisation hydrologique à base géomorphologique de bassins versants non jaugés par régionalisation et transposition d'hydrogramme. Thèse de doctorat. Rennes : Agrocampus Ouest, 226 p.

Delaigue O., Génot B., Lebecherel L., Brigode P., Bourgin P.Y., 2019. *Base de données hydroclimatique à l'échelle de la France.* Irstea, UR-Hycar, Équipe Hydrologie des bassins versants, Antony. https ://webgr.irstea.fr/base-de-donnees.

Folton N., Arnaud P., 2012. *Cartographie des débits de référence d'étiage : la méthode LOIEAU.* Rapport de convention Onema-Irstea. Montpellier : Onema-Irstea, 17 p.

Habets F., Ackerer P., Amraoui N., Augeard B., Besson F., Caballero Y., De Dreuzy J.R., Le Moigne P., Longuevergne L., Martin E., Morel T., Regimbeau F., Rousseau M., Rousseau-Gueutin P., Thiery D., Soubeyroux J.M., Vergnes J.P., Viennot P., 2015. AQUI-FR, un système multi-modèle hydrogéologique à l'échelle nationale. *Géologues*, 187 : 105-109.

Lebecherel L., Andréassian V., Augeard B., Sauquet E., Catalogne C., 2015. *Connaître les débits des rivières : quelles méthodes d'extrapolation lorsqu'il n'existe pas de station de mesures permanentes ?* Montpellier : Onema, (Coll. Comprendre pour agir), 28 p.

Legeay P., Dupas R., Gascuel-Odoux C., Moatar F., Deronzier G., 2016. Les modèles Nutting : une boîte à outils pour estimer des flux et des rétentions d'azote et de phosphore dans les masses d'eau. *Revue science eaux et territoires*, HS, 9 p.

Nicolle P., Andreassian V., Riffard M., Peschard J., Boldetti G., Le Moine N., 2012. *Cartographie du débit de référence d'étiage et du débit moyen en France.* Rapport de convention Onema-Irstea. 26 p.

Oudin L., Andreassian V., Perrin C., Michel C., Le Moine N., 2008. Spatial proximity, physical similarity, regression and ungaged catchments: a comparison of regionalization approaches based on 913 French catchments. *Water resources research*, 44(3) doi : W03413.10.1029/2007wr006240.

Perrin C., Michel C., Andréassian V., 2003. Improvement of a parsimonious model for streamflow simulation. *Journal of hydrology*, 279(1-4): 275-289.

Valéry A., 2010. Modélisation précipitations-débit sous influence nivale. Élaboration d'un module neige et évaluation sur 380 bassins versants. Thèse de Doctorat. Antony, Paris : Cemagref, AgroParisTech, 405 p.

# Chapitre 7
# Les données météorologiques

Patrick Bertuzzi et Frédéric Huard

La disponibilité de l'eau est étroitement liée au fonctionnement du système climatique et météorologique. Les conditions atmosphériques sont les déterminants de son changement d'état sous forme gazeuse, liquide ou solide le long de son parcours au sein du cycle de l'eau. Les conditions météorologiques et leur variabilité dans le temps et dans l'espace sont en interaction directe avec le fonctionnement d'un hydrosystème (paysage, bassin versant ou, plus localement, parcelle cultivée). Les paramètres météorologiques sont donc des données indispensables pour la gestion de l'eau dans un territoire. Nous présentons deux données météorologiques importantes en termes de gestion. Puis, nous décrivons les systèmes actuels d'observation de données météorologiques en France et enfin les méthodes de désagrégation temporelle et d'interpolation des données climatiques observées.

## Deux données météorologiques de base

La première donnée météorologique est avant tout celle des précipitations (exprimée en hauteur d'eau en mm[1]), dans une gamme d'échelles temporelles et spatiales variables. Pour certains risques comme les inondations, il est indispensable de disposer de données fiables sur les extrêmes de précipitations.

La seconde donnée concerne la mesure de la perte en eau du sol par évapotranspiration ; elle correspond à la somme de l'évaporation directe du sol et de la transpiration de la végétation, naturelle ou cultivée. Comme la précipitation, l'évapotranspiration s'exprime en hauteur d'eau (mm). Cette donnée est fondamentale pour connaître l'état de la disponibilité en eau dans le sol et le sous-sol. Pour cette estimation de la perte en eau, la notion de base la plus couramment utilisée est l'évapotranspiration potentielle (ETP). Introduite par Thornthwaite en 1948, elle se définit par la valeur maximale de l'évapotranspiration lorsque la végétation (couvert ras et homogène comme le gazon) est bien alimentée en eau et n'offre aucune résistance au transfert de vapeur d'eau.

La méthode FAO56, dérivée de la formule de Penman-Monteith, peut être considérée comme la méthode de référence pour le calcul de l'ETP (Allen *et al.*, 1998). Elle nécessite de mesurer, obligatoirement et en parallèle, quatre données

1. Un millimètre correspond à un volume de pluie d'un litre tombant sur une surface de un mètre carré.

météorologiques : rayonnement global, température de l’air, humidité de l’air et vitesse de vent. L’évapotranspiration potentielle peut être aussi calculée à partir d’autres formules suivant les données météorologiques réellement disponibles.

## Observations des données météorologiques et bases de données associées

Les observations sont généralement opérées par une station locale de mesures. Les variables traditionnellement mesurées sont la température et l’humidité de l’air sous abri, les précipitations et le vent (vitesse et direction). À ces mesures, peuvent s’ajouter des paramètres supplémentaires comme la pression atmosphérique et le rayonnement global par exemple. Les mesures sont réalisées sur des temps courts de l’ordre de quelques secondes à quelques minutes. Les pas de temps d’enregistrement des données mesurées sont généralement horaires et journaliers.

Pour les besoins de la prévision météorologique et du suivi de la climatologie, Météo-France a mis en place et gère le réseau national Radome. Ce réseau est composé de 554 stations en France métropolitaine et de 67 stations dans les départements d’outre-mer (Tardieu et Leroy, 2003). Ce réseau est enrichi des relevés effectués par des observateurs bénévoles et par des réseaux de partenaires comme Électricité de France (300 stations), la direction générale de la prévention des risques (500 stations) et INRAE grâce à un réseau national agroclimatique de 55 stations (figure 7.1). Les stations fournissent des données météorologiques nécessaires aux infrastructures de recherche de terrain, par exemple les observatoires de recherche en environnement où l’on étudie l’évolution à long terme des ressources en eau dans les agro-hydrosystèmes sur des bassins versants.




**Figure 7.1.** Présentation de la station météorologique type du réseau INRAE. © Daniel Roux, INRAE. Station du Site INRAE de Bretenière, Côte d’Or.

1. Mesure de la pluie. 2. Mesure du rayonnement solaire global. 3. Mesure de la vitesse du vent. 4. Mesures de la température et de l’humidité de l’air sous abri ventilé. 5. Mesure de la direction du vent.

Toutes les mesures sont rassemblées dans des bases de données, par exemple la Publithèque de Météo-France[2] ou la base nationale agroclimatique[3] de INRAE, afin de pouvoir constituer de longues séries d'observation.

Selon le type d'études réalisées (par exemple, une monographie du climat, un bilan météorologique ou climatique, l'effet constaté du changement climatique), et les échelles spatiales (par exemple, commune, département, région, pays) et temporelles (par exemple, semaine, mois, saison, année, décennie) associées à ces études, des produits élaborés de Météo-France peuvent être utilisés. Il convient de mentionner le recours aux :
– synthèses de données décadaires, mensuelles ou annuelles ;
– séries passées longues reconstituées par homogénéisation[4] statistique pour des travaux en lien avec le changement climatique ;
– données journalières de ré-analyse telles que celles issues du système maillé Safran[5] (Vidal *et al.*, 2010).

L'étude de l'évolution du climat sur les temps longs en fonction du changement climatique recourt à des projections climatiques futures régionalisées obtenues à partir de simulations provenant de modèles climatiques (Ouzeau *et al.*, 2014). Il ne s'agit pas à proprement parler de prévisions météorologiques, mais de prévisions climatiques de la tendance attendue de l'évolution du climat. Le portail Drias[6] met à disposition les données journalières des projections climatiques à la maille Safran jusqu'en 2100, selon différents scénarios futurs et méthodes de régionalisation.

## ⏩ Désagrégation temporelle des données climatiques

Pendant longtemps, les mesures effectuées par les stations météorologiques étaient à pas de temps journalier (stations avec observateur) ; depuis la mise en place des stations automatiques au début des années 1980, la résolution infra-quotidienne (heure et moins) est disponible. De même, les données issues de modèles climatiques ou d'analyses météorologiques sont le plus fréquemment utilisées à pas de temps quotidien. Pour de nombreuses applications, il est indispensable d'avoir une connaissance à haute résolution temporelle du climat (hydrologie, agronomie…) et donc d'utiliser des outils de désagrégation temporelle.

Pour certains paramètres, cette démarche est « relativement » simple en calant des fonctions sinusoïdales, passant par les températures minimales et les maximales au lever et après le midi solaire pour les températures, ou entre le lever et coucher du soleil pour le rayonnement. L'exercice est plus complexe pour les précipitations. En effet, la dynamique et la structure temporelle des épisodes pluvieux sont extrêmement variables et peuvent dépendre de nombreux facteurs tels que la situation

2. http ://publitheque.meteo.fr/okapi/accueil/okapiWebPubli/index.jsp.
3. https ://intranet.inra.fr/climatik/do/welcome.
4. La qualité des données originales n'est pas toujours garantie sur des séries longues. Homogénéiser les données veut dire rechercher, dans la série temporelle, des ruptures d'homogénéité des données et les corriger. Les sources de ruptures sont multiples. Citons, par exemple, le changement du type de mesure et de son environnement, le déplacement des points de mesures.
5. Maille Safran : données météorologiques journalières intégrées à l'échelle de 8 602 mailles de 8 km par 8 km couvrant la France métropolitaine depuis août 1958 jusqu'à nos jours.
6. Portail Drias : http://www.drias-climat.fr/.

météorologique, les phénomènes advectifs ou convectifs, la localisation géographique, l’altitude, l’orographie, etc. Pour ces raisons, il n’existe pas de modèle physique permettant de connaître à haute résolution temporelle la distribution des précipitations sur un site donné et, *a fortiori,* sur un domaine donné. Les modèles reposent donc sur des méthodes empiriques analysant statistiquement la structure temporelle des pluies passées.

Dans le panel de méthodes existantes, l’Irstea a développé un modèle éprouvé sur le territoire métropolitain : le modèle Shypre. Ce modèle possède un générateur stochastique de pluie horaire organisé en deux temps :
– l’analyse descriptive de la structure interne des événements pluvieux, définis comme une succession de pluies journalières supérieures à 4 mm et dont au moins une est supérieure à 20 mm, à partir d’une chronique d’observations (Arnaud *et al.*, 2008 ; Arnaud *et al.*, 2014). Cette approche concerne donc plus le secteur de l’hydrologie que celui de l’agronomie, pour laquelle les précipitations faibles peuvent avoir un rôle important. La structure temporelle de la pluie est décrite à partir de huit variables caractérisées par leur loi de probabilité puis rapportées à la journée par trois paramètres journaliers (nombre moyen d’événements, moyenne des pluies journalières maximales et durée moyenne de chaque événement) ;
– la genèse d’hyétogrammes horaires à partir de ces variables descriptives et de manière indépendante par tirage aléatoire dans leur loi de probabilité selon la méthode de Monte-carlo[7].

La méthode Shyreg est une régionalisation de la méthode Shypre, qui permet de constituer une base de données des quantiles de pluie et de débit de la région étudiée au pas d’espace de 1 km² (Aubert *et al.*, 2014).

## Interpolation spatiale des données climatiques

Aujourd’hui encore, les variables de base en climatologie sont issues des stations météorologiques. La variabilité de la densité des réseaux de collecte et des paramètres mesurés traduit la difficulté à spatialiser certains paramètres. Par exemple, on compte un plus grand nombre de stations pluviométriques que de mesures du rayonnement solaire. Les facteurs environnementaux – tels que le relief (altitude, versants, expositions…), la continentalité, l’occupation du sol ou les types de situations synoptiques – sont communément intégrés comme covariables dans différentes méthodes d’interpolation des champs climatiques (Benichou et Lebreton, 1987 ; Huard, 1993 ; Joly *et al*., 2010).

### Les méthodes d’interpolation spatiale

Même avec une plus forte densité, le caractère ponctuel et la répartition inégale des stations météorologiques sur le territoire rendent l’exercice de spatialisation complexe. De plus, la discontinuité spatio-temporelle de certaines variables comme la pluie ajoute un niveau de difficulté supplémentaire au processus d’interpolation spatiale.

La question de l’interpolation a fait l’objet de nombreuses études, principalement pour la pluie. Plusieurs méthodes d’interpolation sont proposées dans la littérature ;

7. La méthode de Monte-carlo vise à calculer une quantité déterministe à travers un procédé aléatoire faisant intervenir des nombres au hasard

les approches sont catégorisées différemment selon les auteurs. En effet, certains auteurs distinguent les méthodes graphiques, topographiques et numériques (Daly *et al.*, 1994). D'autres « opposent » les méthodes déterministes aux méthodes probabilistes (Arnaud et Emery, 2000). D'autres encore parlent de l'approche déterministe globale, déterministe locale et enfin stochastique (Bosser, 2011).

Sur ces bases, on parlera d'approche déterministe quand les modèles reposent sur des équations mathématiques, sans toutefois nécessairement intégrer toute la physique du processus de répartition des précipitations. Il s'agit d'une approche stochastique lorsqu'elle est basée sur des lois probabilistes. La différence entre l'approche globale et l'approche locale repose sur l'étendue du champ à partir duquel la moyenne généralisée est calculée : l'objectif de l'approche globale est de reproduire les tendances générales sur la zone, quitte à lisser les variations locales ; dans l'approche locale, les variations locales sont prioritairement caractérisées sans tenir nécessairement compte des informations sur les tendances générales.

Ainsi, les méthodes d'interpolation spatiale les plus courantes sont les suivantes :
- polygones de Thiessen (approche graphique ou déterministe locale et globale) ;
- méthodes barycentriques (approche déterministe locale) ;
- splines (approche déterministe locale) ;
- régressions classiques et locales (méthodes stochastiques) ;
- krigeage (méthodes stochastiques).

Certaines méthodes mélangent différentes approches, couplant régression pour rechercher les relations entre la variable climatique (plus précisément la pluie) et le relief, puis modélisant les résidus : ce sont les méthodes de Storr et Ferguson (1972), de Laborde (1981, 1984) et de Aurelhy (Bénichou et Lebreton, 1987 ; Huard, 1993). Ces méthodes sont bien adaptées à la spatialisation des champs de température, voire de vent. Pour le rayonnement solaire, il est nécessaire d'intégrer des facteurs de correction liés aux effets d'ombrage et du relief. Toutefois, les mesures satellitaires, notamment de MétéoSat, sont de plus en plus performantes et peuvent compléter, dans certaines conditions, l'interpolation à partir des pyranomètres[8] (Huard, 2008).

L'utilisateur dispose donc d'un large panel de méthodes d'interpolation spatiale des données climatiques. Le choix repose sur la variable climatique à interpoler, les ressources de calcul ou la précision espérée.

## Les radars météorologiques

Pour appréhender la dimension spatiale et temporelle des précipitations, une autre solution est d'exploiter les lames d'eau issues des radars météorologiques (figure 7.2) qui permettent de localiser les précipitations et de mesurer leur intensité en temps réel.

De façon schématique, le principe du radar consiste à émettre des ondes qui sont réfléchies par les différents types de précipitations (gouttes d'eau, grêle, neige). La réflectivité correspond à la fraction réfléchie. Elle est analysée de façon à caractériser

8. Un pyranomètre est un capteur de flux thermique utilisé pour la mesure de la quantité d'énergie solaire en lumière naturelle, notamment utilisé en météorologie. Il permet la mesure de la puissance du rayonnement solaire total en watts par mètre carré

la localisation et le type d’épisode pluvieux. En 2016, le réseau de Météo-France est constitué de 29 radars en métropole. La portée de ces radars dépend de la longueur d’onde émise : de l’ordre de 50 à 200 km.

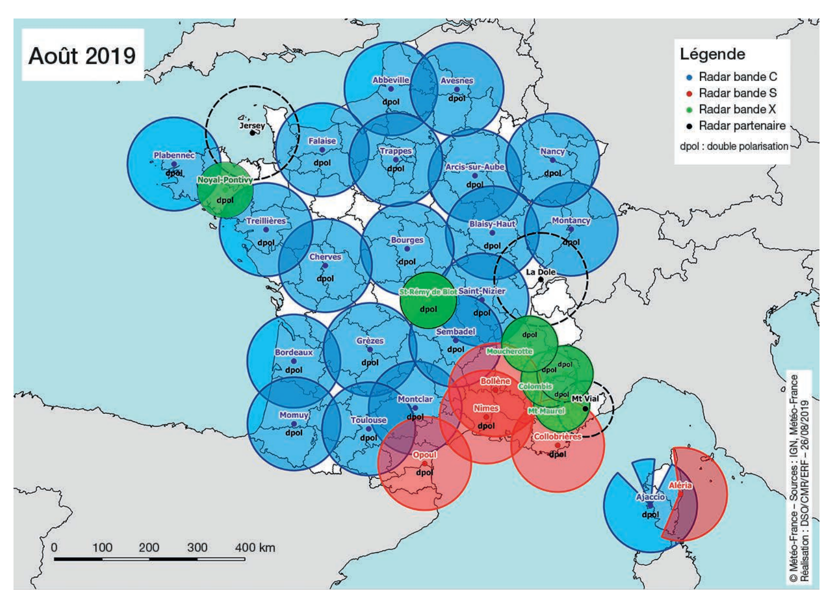



**Figure 7.2.** Le réseau de radars de Météo-France en métropole, 2015.
Légende. Bande C. Bande X. Bande X léopard. Bande S. Bande C radar limitrophe.

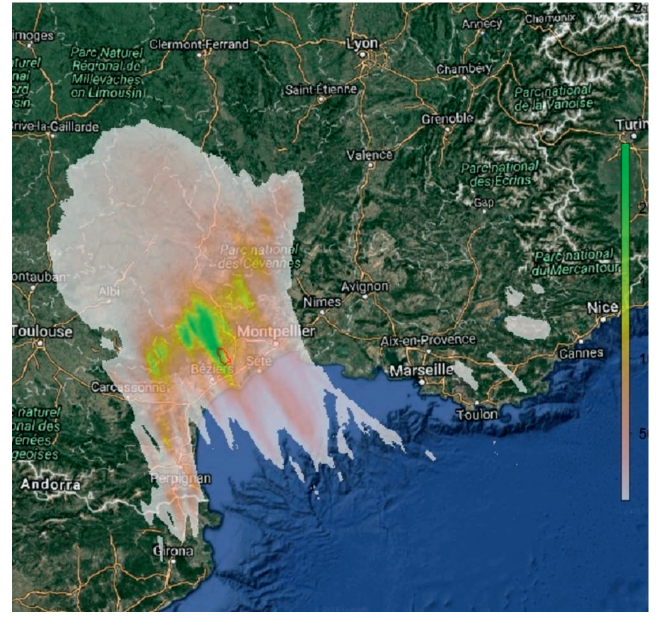



**Figure 7.3.** Reconstitution de pluie journalière à partir de l’agrégation des lames d’eau de pas de temps 5 minutes, épisode du 28/11/2014 dans la région de Montpellier. © Frédéric Huard, INRAE.

Météo-France propose deux estimations différentes des lames d'eau de pluie à partir des observations issues des radars météorologiques :
– la lame d'eau Panthere, calculée au pas de temps de cinq minutes et par pixel de 1 km², est le résultat de traitements complexes. Le rapport entre réflectivité et lame d'eau est calibré en temps réel de façon homogène sur l'ensemble du domaine hydrologique du radar. La méthode est opérationnelle depuis 2006 (figure 7.3) ;
– la lame d'eau Antilope est calculée au pas de temps horaire et correspond à un produit hybride de la lame d'eau Panthere et du krigeage des données issues des pluviomètres. Les précipitations issues des nuages stratiformes[9] sont obtenues par interpolation des valeurs pluviométriques de grande échelle. À l'inverse, les phénomènes convectifs sont appréhendés en détectant les cellules sur les images radar, puis corrigés à l'aide des cumuls convectifs des pluviomètres situés sous ces cellules.

Les lames d'eau radar peuvent présenter des incertitudes significatives : ainsi les biais moyens entre une estimation radar (sans calibration avec les données aux pluviomètres) et une observation au sol peuvent atteindre, selon les conditions topographiques et la structure des précipitations, 28 % sur les moyennes distances et 54 % sur les longues distances. Ces biais sont fortement réduits avec la fusion de données (lame d'eau Antilope).

La question de la mise en place de méthodes de spatialisation permettant d'appréhender à la meilleure résolution spatio-temporelle les champs de pluie est toujours d'actualité, elle reste un défi scientifique. Ces dernières années, des épisodes pluvieux intenses ont entraîné des inondations en France, ils sont annoncés comme de plus en plus fréquents dans le contexte du changement climatique. Mieux les connaître demande de mobiliser des approches plus complexes basées sur la combinaison de différents outils (méthodes statistiques, images radars, modèles physiques…).

Les nouvelles analyses climatiques[10] du Centre européen pour les prévisions météorologiques à moyen terme (ECMWF) ont rebattu les cartes depuis quelques années en proposant des champs spatialisés à l'échelle de la France ou du globe, à pas de temps de plus en plus fins, et avec de grandes profondeurs temporelles dont la précision ne cesse de s'améliorer. Cependant, ces nouvelles analyses climatiques ne sont pas encore adaptées à des études à des résolutions spatiales de quelques kilomètres carrés. En effet, les spécificités microclimatiques ne peuvent pas être prises en compte dans ces champs.

## ⏩ Conclusions

De bonnes prédictions des données climatiques dans l'espace et dans le temps sont, de toute évidence, un besoin essentiel pour mettre en œuvre la gestion intégrée des ressources en eau. Les données climatiques de première importance pour la gestion hydrologique et agronomique sont les champs de précipitations et de températures,

9. Nuages stratiformes : nuages plats, liés à une atmosphère stable, qui forment un voile plus ou moins épais et recouvrent tout le ciel. Nuages convectifs : nuages résultant d'une situation météorologique instable associée à une élévation rapide de masses d'air chargées d'humidité, et formant des systèmes à développement vertical.
10. Ces nouvelles analyses sont effectuées par ERA-intérim et ERA5 du National center of atmospheric research (États-Unis, NCEP) ou Météo-France, Safran, etc.

dans une gamme variable d'échelles temporelles et spatiales. Elles sont notamment nécessaires pour la mise en œuvre de modèles hydrologiques de fonctionnement. De nombreux travaux de simulation utilisant la modélisation hydrologique sont en cours pour l'exploration des effets de la variabilité du climat et du changement climatique. Pour l'étude de certains risques extrêmes en lien avec le changement climatique, comme les pluies intenses ou le risque de gel, il est indispensable de disposer de données fiables sur ces extrêmes climatiques, y compris sur de courtes durées. Ces nouvelles contraintes pour l'obtention des données spatio-temporelles nécessairement plus fines par rapport aux données existantes représentent un nouvel enjeu métrologique de mesures des données et méthodologique d'adaptation des méthodes de désagrégation et d'interpolation à ce nouveau contexte. Pour répondre à l'évolution de ces besoins, les progrès reposent aussi sur l'amélioration de la résolution des systèmes d'observation et de prévision qui demeure un objectif prioritaire de la stratégie scientifique et opérationnelle de Météo-France pour les prochaines années.

## Références bibliographiques

Aubert Y., Arnaud P., Ribstein P., Fine J.A., 2014. La méthode Shyreg débit-application sur 1605 bassins versants en France métropolitaine. *Hydrological sciences journal*, 59(5): 1-13.

Allen R.G., Periera L.S., Raes D., Smith M., 1998. *Crop evaporation. Guideline for computing crop water requirements*. Roma: FAO, (Coll. Irrigation and drainage paper, 56), 300 p.

Arnaud P., Aubert Y., Organde D., Cantet P., Fouchier C., Folton N., 2014. Estimation de l'aléa hydrométéorologique par une méthode par simulation : la méthode Shyreg. Présentation, performances, base de données. *La Houille blanche*, 2.

Arnaud M., Emery X., 2000. *Estimation et interpolation spatiale*. Paris : Hermes Science Publications.

Arnaud P., Lavabre J., Sol B., Desouches C., 2008. Régionalisation d'un générateur de pluies horaires sur la France métropolitaine pour la connaissance de l'aléa pluviographique. *Hydrological sciences journal*, 53(1) : 34-47. DOI :10.1623/hysj.53.1.34.

Bosser P., 2011. *Interpolation spatiale.* Cours de l'ENSG. Champs-sur-Marne : ENSG, 55 p.

Bénichou P., Lebreton O., 1987. Prise en compte de la topographie pour la cartographie des champs pluviométriques statistiques. *La Météorologie*, 7(19) : 23-34.

Dalya C., Ronald P., Donald L., 1994. A Statistical-topographic model for mapping climatological precipitation over mountainous terrain. *Journal of applied meteorology*, 33: 140-158.

Huard F., 1993. Approches théoriques de la spatialisation de variables climatiques à partir de la discrétisation du relief français. Thèse de doctorat. Caen, 232 p.

Huard F., 2008. Utilisation de MétéoSat et de méthodes statistiques pour le contrôle des données de rayonnement solaire. *Cahier des techniques de l'INRA, numéro spécial Pratiques et outils de mesure des rayonnements naturels*, 117-125.

Joly D., Brossard T., Cardot H., Cavailhes J., Hilal M., Wavresky P., 2010. Les types de climats en France, une construction spatiale. *Cybergeo*, 501. DOI :10.4000/cybergeo.23155.

Kossieris P., Koutsoyiannis D., Onof C., Tyralis H., Efstratiadis A., 2012. HyetosR: an R package for temporal stochastic simulation of rainfall at fine time scales, European geosciences union general assembly 2012. *Geophysical research abstracts*, 14, Vienna, 11718, European geosciences union.

Koutsoyiannis D., 2003. *Rainfall disaggregation methods: theory and applications*. Workshop on statistical and mathematical methods for hydrological analysis, 1-23.

Laborde J.P., 1981. *Synthèse cartographique des pluies journalières extrêmes dans l'Est de la France*. Nancy : INPL, 63 p + annexes.

Laborde J.P., 1984. Analyse des données et cartographie automatique en hydrologie : éléments d'hydrologie lorraine. Thèse d'État, INPL, 289 p + annexes.

Ouzeau G., Déqué M., Jouini M., Planton S., Vautard R., 2014. *Le climat de la France au XXI[e] siècle, vol. 4. Scénarios régionalisés : édition 2014 pour la métropole et les régions d'outre-mer.* Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie, Direction générale de l'Énergie et du Climat. Rapport, 54 p.

Vidal J.P., Martin E., Franchistéguy L., Baillon M., Soubeyroux J.M., 2010. A 50 years high resolution atmospheric reanalysis over France with the Safran system. *International journal of climatology*, 30(11): 1 627 1 644.

Storr D., Ferguson H.L., 1972. The distribution of precipitation in some mountainous Canadian watersheds. *World meteorological organization*, 36(2): 243-263.

Tardieu J., Leroy M., 2003. Radome, le réseau temps réel d'observation au sol de Météo-France. *La Météorologie*, 40: 40-43.

Thornthwaite C.W., 1948. An approach toward a relational classification of climate. *Geographical review*, 38(1): 55-94.

Villiani V., Di Stephano D., Rianna G., Mercogliano P., 2015. Stochastic models for the disaggregation of precipitation time series on subdaily scale: identification of parameters by global optimization. Centro Euro-Mediterraneo sui cambiamenti climatici, *Research papers*, Issue RP0256, 25 p.

Chapitre 8

# Les bases de données sur le sol pour la gestion de l'eau

Anne C. Richer-de-Forges et Isabelle Cousin

À l'interface de la lithosphère, de l'atmosphère, de l'hydrosphère et de la biosphère, le sol occupe une position centrale – aux sens propre et figuré – de la zone critique, cette enveloppe fragile de sol, de roche et d'eau qui recouvre la surface du globe, et s'étend du sommet de la canopée à la base de la zone saturée. C'est le lieu privilégié des réactions biogéochimiques, mais aussi des échanges entre l'air et les eaux superficielles et souterraines. Le fonctionnement des sols conditionne ainsi à la fois les flux d'eau dite «bleue» – lacs, rivières, océans, nappes phréatiques – et les flux d'eau dite «verte», définie comme la quantité d'eau pluviale stockée par le sol et restituée à l'atmosphère par évapotranspiration du système sol-plante. Il conditionne aussi le devenir des substances qui déterminent la qualité de l'eau. La connaissance des propriétés de rétention et de filtration des sols vis-à-vis de l'eau et des éléments qu'elle transporte est ainsi incontournable pour la gestion quantitative et qualitative de l'eau.

L'objectif de ce chapitre est de présenter les bases de données sur les sols existantes en France et les méthodes permettant de déduire les propriétés importantes du sol pour des applications de gestion intégrée de l'eau. Nous détaillerons notre propos spécifiquement dans le cas de la gestion quantitative de l'eau car les propriétés concernées s'appuient sur des données sols pour lesquelles les moyens de traitement numérique sont les plus adéquats et les plus aboutis. Nous détaillerons successivement les propriétés d'intérêt, les données sols disponibles à différentes échelles, et les méthodes d'évaluation des propriétés d'intérêt à partir des données des sols.

## Quelles sont les propriétés sols d'intérêt pour la gestion quantitative des ressources en eau ?

À l'interface avec l'atmosphère – et donc avec les apports d'eau pluviale et d'eau d'irrigation – les propriétés de la surface du sol déterminent en premier lieu le partage entre la quantité d'eau qui ruisselle, et la quantité d'eau qui s'infiltre dans le sol. L'eau infiltrée à la surface du sol est ensuite stockée, puis percole à la base du sol et contribue ainsi à la ressource en eau «bleue», ou bien est évaporée à la surface du sol ou transpirée par la végétation et constitue ainsi la ressource en eau «verte».

Les propriétés d'intérêt pour qualifier ces processus de ruissellement, infiltration, rétention, percolation et évaporation sont :
– la courbe de rétention en eau, en particulier deux de ses points caractéristiques qui permettent d'évaluer le Réservoir Utilisable[1];
– la courbe de conductivité hydraulique.

La courbe de rétention en eau décrit la relation entre la quantité d'eau effectivement retenue par le sol et l'énergie avec laquelle celle-ci est retenue. Cette caractéristique du sol varie fortement en fonction de la structure du sol – qui influence la quantité d'eau retenue dans des gammes de teneur en eau proches de la saturation – et de la taille des particules qui composent le sol – en particulier pour les teneurs en eau faibles.

Le Réservoir Utilisable représente la quantité d'eau maximale que le sol peut stocker et restituer aux plantes pour leur production de biomasse (encadré 8.1). Il est généralement exprimé en millimètres d'eau sur toute la profondeur du sol, ou en millimètres d'eau par centimètre de sol. C'est une propriété du sol nécessaire à la paramétrisation des modèles de transfert sol-plante-atmosphère basés sur le formalisme du bilan hydrique, dans lequel le sol est conceptualisé comme un réservoir. C'est ainsi une grandeur utilisée largement dans les modèles opérationnels, par exemple les outils d'aide à la décision en irrigation. Même si, à moyen terme (de l'ordre de la décennie), les pratiques agricoles peuvent modifier la valeur du Réservoir Utilisable, c'est une caractéristique qui dépend essentiellement de la structure du sol et de sa nature (teneur en argile, en sable et en éléments grossiers).

**Encadré 8.1. Mesure de la courbe de rétention en eau de sols et du Réservoir Utilisable.**

**Le RéservoirUtilisable** est une capacité de stockage de l'eau du sol, estimée par la différence entre l'humidité à la capacité au champ et l'humidité au point de flétrissement permanent. Ces grandeurs, caractéristiques de la courbe de rétention en eau du sol, sont évaluées à l'aide de mesures sur le terrain ou au laboratoire.

**La capacité au champ** est l'état du sol correspondant à la « plus forte humidité du sol pour laquelle les transferts d'eau sont lents après que l'eau excédentaire se soit écoulée par gravité (drainage naturel) ». À la capacité au champ, les forces de gravité sont à l'équilibre avec les forces de capillarité. Au champ, cet état intervient en moyenne 48 heures après la dernière pluie, lorsque le drainage du sol n'est pas limité. Au laboratoire, on approxime l'état de capacité au champ par la **capacité de rétention**. Longtemps, il a été considéré que cet état correspondait à la teneur en eau mesurée lorsque le sol est équilibré à une pression de -100 kPa sur de la terre fine, état qualifié d'humidité équivalente. Conduisant à une sous-estimation systématique du Réservoir Utilisable, cette proposition a été abandonnée et une valeur de -33 kPa a été choisie pour qualifier l'état de capacité de rétention. Elle reste employée généralement au niveau international. Cependant, lorsque l'on évalue la capacité de rétention au laboratoire par la méthode des

1. On trouve également le terme de « Réserve utile », largement employé dans le domaine agricole. Pour autant, le RU étant une capacité de stockage plus qu'un état de remplissage du stock, le terme « Réservoir utilisable » apparaît plus approprié que le terme « Réserve ».

presses à membrane, il est conseillé d'équilibrer des mottes de terres non perturbées à -10 kPa, selon la méthode préconisée par Bruand *et al.* (2004).

**Le point de flétrissement permanent** est le potentiel hydrique à partir duquel une plante se flétrit durablement. Cette valeur dépend de la plante considérée. Elle est toutefois prise de façon générique comme la teneur en eau à une pression égale à -1,6 MPa pour l'ensemble des plantes cultivées.

Pour construire une courbe de rétention en eau au laboratoire, des mottes de sol non perturbées sont équilibrées à des pressions de consigne, dans des dispositifs dits « presses à membrane de Richards ». Sur le terrain, le suivi conjoint de la teneur en eau du sol et du potentiel hydrique (indicateur du niveau de pression dans le sol) permet également de déterminer le Réservoir Utilisable.

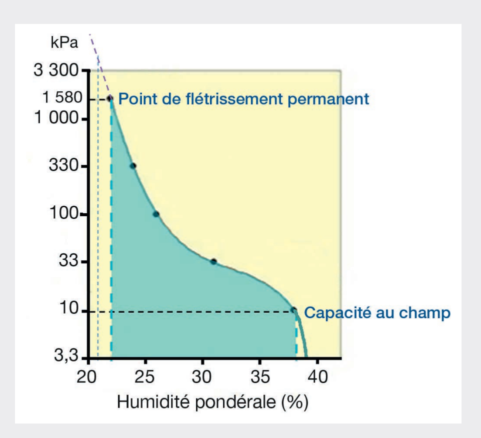



**Figure 8.1.** La courbe de rétention d'un sol.

L'aire sous la courbe de rétention illustre en bleu le Réservoir Utilisable compris entre la capacité de rétention et le point de flétrissement permanent.
On notera que, pour un chêne dont le point de flétrissement permanent est à -4,4 MPa, la quantité d'eau supplémentaire stockée par unité de volume de sol est théoriquement négligeable. Toutefois, comme la profondeur de sol sur laquelle est évalué le Réservoir Utilisable influence fortement ce dernier, il est recommandé d'utiliser une valeur de profondeur aussi proche que possible de la profondeur d'enracinement de la plante considérée.
On notera enfin que l'évaluation de la quantité d'eau accessible aux plantes par le Réservoir Utilisable ne concerne que l'eau effectivement stockée dans le sol, et ne tient donc pas compte des remontées capillaires depuis une nappe phréatique ou d'écoulements d'eau latéraux.

La conductivité hydraulique exprime l'aptitude du sol à laisser passer l'eau sous l'effet d'un gradient de pression. Elle varie fortement en fonction de la teneur en eau du sol. Cette propriété s'exprime généralement en mètre/seconde, elle est employée pour paramétrer des modèles de transfert d'eau en régime insaturé basés sur la résolution des équations de Richards. Comme la courbe de rétention en eau, cette propriété dépend fortement de la nature du sol. Mais elle est également très liée à l'organisation macroscopique du réseau poreux du sol issue de la structure du sol, c'est-à-dire de l'arrangement des agrégats et des mottes constitutifs du sol entre eux. En milieu cultivé, les pratiques agricoles, notamment l'intensité du travail du sol, peuvent modifier sensiblement la conductivité hydraulique de l'horizon de surface, en particulier dans son domaine proche de la saturation.

## ⏩ Les données disponibles sur les sols

Cette section présente les données disponibles sur les sols qui permettent l'évaluation des propriétés d'intérêt.

### Les variables pédologiques disponibles

Parmi l'ensemble des variables disponibles sur les sols, certaines sont incontournables pour calculer ou estimer les propriétés d'intérêt.

La combinaison de ces différentes caractéristiques des horizons de sol conduit à des types de sol différenciés dont le fonctionnement hydrique est caractéristique (encadré 8.2).

#### L'épaisseur des horizons

Lors de sa description, un sol est divisé en différentes couches superposées relativement homogènes (couleur, structure, texture…). Ces couches sont appelées « horizons » et constituent des unités de description et de prélèvement du sol. Les transitions entre les horizons de sol sont plus ou moins brutales et peuvent impacter le régime hydrique.

#### La profondeur du sol

Elle n'est pas toujours connue précisément. En effet, lorsque le sol est profond, le substrat ne peut pas toujours être observé. Selon les applications considérées, l'expression « profondeur du sol » peut être :
– la profondeur réelle du sol que l'on essaie d'appréhender, c'est-à-dire jusqu'à la roche-mère ou jusqu'aux couches géologiques superficielles non modifiées par des processus pédogénétiques ;
– la profondeur d'enracinement maximal d'une culture.

#### La texture des horizons

Elle qualifie la proportion des particules présentes dans le sol, de manière qualitative ou quantitative. Sur le terrain, on estime la classe de texture de l'horizon dans un triangle de texture de référence, qui doit être précisé car il en existe plusieurs (Richer-de-Forges *et al.*, 2008). En France, ce sont les triangles de l'Aisne et Geppa qui sont utilisés préférentiellement. La classe texturale permet de dériver des estimations globales des propriétés physiques de l'horizon en lien avec sa composition granulométrique, qui décrit le pourcentage massique de particules de tailles définies par les bornes du fractionnement. Cette valeur quantitative doit être associée au nombre de fractions identifiées dans la terre fine (0-2 mm), aux limites choisies des fractions et aux prétraitements subis par l'échantillon. Comme mentionné précédemment, la texture du sol influence fortement sa capacité de rétention en eau et sa capacité d'infiltration. Appelées communément argiles, les particules les plus fines, de taille inférieure ou égale à 2 $\mu$m, ont en règle générale la capacité de retenir plus d'eau que les particules grossières comme les sables de taille supérieure à 200 $\mu$m.

**Encadré 8.2. Des sols aux fonctionnements hydriques particuliers.**

Le fonctionnement hydrique des sols varie selon le type de sol.

Voici trois exemples de sols ayant un fonctionnement hydrique bien différencié, du fait de la profondeur du sol, de la texture des horizons et de leur structure.

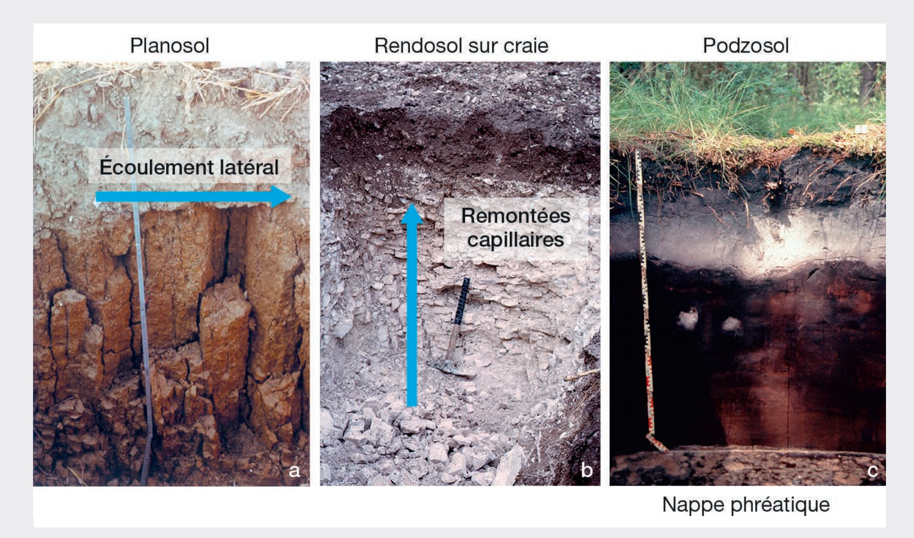



**Figure 8.2.** Coupes dans un planosol (a) (© M. Jamagne), un rendosol (b) (© M. Jamagne) et un podzosol (c) (© C. Jolivet).

**Le planosol** se caractérise par un horizon supérieur perméable reposant brutalement sur un horizon imperméable. La forte teneur en argile des horizons de profondeur est à l'origine de leur faible conductivité. Cela engendre un engorgement des horizons de surface par des nappes perchées temporaires, et un écoulement latéral de l'eau à la base de ces horizons.

**Le rendosol** sur craie est un sol mince calcaire. Lors d'une pluie, la conductivité hydraulique élevée de la couche de surface favorise une infiltration rapide. Le sol ne souffre pas d'excès d'eau. Le Réservoir Utilisable de l'horizon de surface est assez faible. Mais les propriétés de rétention en eau de la craie sont favorables au stockage de l'eau dans ce compartiment et permettent des remontées capillaires.

**Le podzosol** est un sol acide dont l'horizon sableux surmonte un horizon induré. Du fait de sa texture exclusivement sableuse, le Réservoir Utilisable est très faible. L'essentiel de l'alimentation hydrique des plantes est régulé par le battement de la nappe phréatique superficielle.

### La teneur en carbone organique

Elle a une influence très positive sur la structure du sol quand elle est élevée. Elle influence donc directement l'enracinement et permet ainsi une meilleure utilisation de l'eau par les plantes. En revanche, elle influence peu la capacité de rétention intrinsèque du sol, à l'exception du cas des sols très organiques ou très sableux.

### Les éléments grossiers

Il s'agit d'éléments minéraux du sol de taille[2] supérieure à 2mm. En fonction de leur nature, les éléments grossiers influent plus ou moins sur les propriétés de rétention de l'eau du sol. Dans une étude en milieu sédimentaire, Tetegan *et al.* (2011) ont montré que la phase caillouteuse contribue au Réservoir Utilisable dans une proportion comprise entre 2 et 60 % d'eau selon la nature des éléments grossiers. L'abondance de ces éléments grossiers joue aussi fortement sur les propriétés hydriques du sol. Un sol est considéré comme caillouteux à partir de 35 % d'éléments grossiers. Néanmoins, on considère que les propriétés physiques des sols sont modifiées dès 20 %, voire 10 %, d'éléments grossiers.

### La nature minéralogique des argiles

Elle est fortement variable entre les sols et influe sur la capacité de rétention en eau. Ainsi, les horizons à argiles dites gonflantes, constituées par des minéraux de type montmorillonite, ont une capacité de rétention en eau très élevée. En période de dessiccation, leur aptitude au retrait conduit fréquemment à l'ouverture de fentes à la base du sol. Ces fentes sont favorables à l'infiltration de l'eau.

### La structure

Elle correspond à l'agencement des particules solides du sol en agrégats. La géométrie de ces agrégats varie d'un horizon à l'autre et influence le ressuyage naturel, la rétention en eau, l'aération du sol et la distribution des racines. La masse volumique apparente constitue une grandeur de référence pour évaluer la structure du sol. C'est donc un paramètre quantitatif fréquemment utilisé dans l'évaluation des propriétés hydriques des sols pour tenir compte de l'effet de la structure.

## Les bases de données disponibles et les échelles associées

Plusieurs types de données sur les sols sont disponibles. En France, ces données sont sauvegardées dans la base de données nationale DoneSol. Cette base recueille toutes les données des programmes de cartographie et de surveillance de la qualité des sols menés par le GIS Sol[3]. Elle est dotée de nombreux outils d'aide à la saisie et à l'utilisation des données (modèle de données, dictionnaire de données, liste de diffusion, formations…).

Les données ponctuelles sont constituées par des descriptions de profils de sols sur fosses ou par des descriptions de sondages réalisés à la tarière. Elles sont caractérisées par des coordonnées x-y et une description de chacun des horizons du sol. Cette description peut être reliée à des analyses quantitatives qualifiant, entre autres, la texture, la teneur en matière organique et éventuellement la nature minéralogique des argiles.

2. On distingue généralement quatre classes de tailles : les graviers, les cailloux, les pierres et les blocs. Les limites de taille entre ces différentes classes varient selon les pays. En France, elles sont de : 0,2-2cm pour les graviers, 2-6cm pour les cailloux et 6 à 20cm pour les pierres. Les blocs correspondent aux éléments minéraux de taille supérieure à 20cm.
3. www.gissol.fr

## Données surfaciques et cartographiques sur les sols

Les données surfaciques sont des synthèses spatiales des données ponctuelles et de l'analyse du paysage permettant d'obtenir une vision de l'organisation spatiale des sols. Elles sont constituées d'unités cartographiques de sols (UCS) qui sont des sous-ensembles de la couverture pédologique représentant cartographiquement le sol à une échelle donnée. Ces unités cartographiques de sols sont elles-mêmes constituées par le regroupement d'une ou plusieurs unités typologiques de sol (UTS). Une unité typologique de sol présente la même succession d'horizons en tout point de l'espace. Elle est caractérisée par des données statistiques sur les caractéristiques des horizons (valeurs minimale, modale et maximale).

En France, les différents programmes de cartographie des sols sont les suivants.

**La Base de Données Géographique des Sols de France.** Il s'agit d'une carte des sols au 1/1 000 000 associée à une base de données. Elle est l'une des composantes de la base de données géographique des sols d'Europe au 1/1 000 000. Cette base ne contient pas de valeurs quantitatives. Par exemple, la texture d'un horizon est exprimée en classe de texture, et la profondeur du sol en classe de profondeur.

**Les Référentiels Régionaux Pédologiques**. Ce sont des cartes de pédopaysages au 1/250 000. Réalisé département par département, ce programme est actuellement en cours d'achèvement. Lorsque le référentiel régional pédologique d'un département est achevé, le ministère en charge de l'Agriculture lui attribue un label de qualité. Les données sont ensuite rendues disponibles par conventionnement avec leurs propriétaires. En parallèle, un travail d'harmonisation aux limites des départements et des régions, en cours sur la France métropolitaine, garantit l'homogénéité des types de sol aux frontières.

**Le programme Connaissance Pédologique de la France**. Il s'agit d'un programme d'acquisition de connaissances sur les sols à moyennes échelles (du 1/50 000 au 1/100 000) initié dès 1968. Actuellement, l'activité du programme Connaissance Pédologique de la France consiste prioritairement à capitaliser les informations disponibles dans les cartes au 1/100 000. Aujourd'hui, ces cartes couvrent environ 24 % du territoire, soit environ 13 millions d'hectares. Au 1/50 000, l'acquisition est achevée pour les départements de l'Indre, de l'Indre-et-Loire, du Cher et de la Vienne. Elle se poursuit dans plusieurs départements : Loiret, Loir-et-Cher, Seine-et-Marne… Environ 18 % du territoire est couvert au 1/50 000, soit plus de 9 millions d'hectares. En complément, près 130 cartes départementales des terres agricoles ont été publiées entre 1980 et 1990 aux échelles de 1/50 000, mais les informations sur les sols y sont de qualité très inégale.

**Les cartes à grandes échelles (secteurs de référence du 1/10 000 au 1/5 000).** Localement, et notamment pour certains travaux en lien avec la gestion spatiale locale de la ressource en eau, des cartes détaillées sont nécessaires. Elles permettent de traiter de questions agricoles ou environnementales avec une précision correspondant à des utilisations et à des recommandations à l'échelle locale : irrigation, drainage, périmètres d'alimentation de captage, par exemple. L'acquisition de références techniques sur les types de sol représentatifs d'une petite région naturelle permet de formuler des recommandations adaptées et généralisables à des systèmes sol analogues.

## L'évolution de la cartographie des sols en France

De fortes évolutions de l'offre et de la demande en données sur les sols, ainsi que le développement de méthodes nouvelles de cartographie numérique des sols ont conduit le conseil scientifique du programme Inventaire, gestion et conservation des sols du Groupement d'intérêt scientifique Sol et le réseau mixte technologique Sols et territoires[4] à s'interroger récemment sur l'évolution souhaitable des objectifs, démarche et organisation de la cartographie des sols en France (Voltz *et al.*, 2018). Des travaux en cartographie des sols par modélisation statistique[5] sont conduits depuis plusieurs années dans diverses régions, principalement par les organismes de recherche. Ils abondent les programmes du GIS Sol en matière d'acquisition des données sur les sols en France. Des produits cartographiques plus opérationnels sont développés. Ils proposent, non pas une carte des sols, mais directement des cartes de variables pédologiques ou de propriétés du sol.

Au plan international, on citera notamment le projet *GlobalSoilMap* qui vise à fournir gratuitement une carte des propriétés de sols assorties de leurs incertitudes sur une maille de 90 m sur 90 m sur le monde entier. Treize propriétés de sol sont concernées par une évaluation au format *GlobalSoilMap* dont le taux d'argile, l'abondance d'éléments grossiers, la teneur en carbone organique, la profondeur du sol et le Réservoir Utilisable. L'incertitude associée se présente sous la forme d'un intervalle de confiance à 90 %, voire d'une distribution complète de probabilités (Arrouays *et al.*, 2014). Ce projet produit également des cartes sur l'ensemble du territoire métropolitain : les cartes de teneur en argile, de stock de matière organique et de Réservoir Utilisable sont disponibles. Toutefois, l'incertitude locale des valeurs de propriétés de sol prédites par ces cartes reste élevée. Ces cartes permettent donc essentiellement de visualiser la variabilité spatiale des propriétés du sol sur des régions relativement étendues, plutôt qu'à l'échelle locale.

## ⏩ De la donnée sol disponible à la propriété d'intérêt

Pour modéliser le fonctionnement du système sol-plante-atmosphère, comme cela est souvent nécessaire dans les travaux portant sur l'évaluation quantitative et spatialisée de la ressource en eau, le Réservoir Utilisable et la conductivité hydraulique du sol (ou de ses horizons) sont des propriétés incontournables. Comme cela a déjà été mentionné, ces deux propriétés peuvent être mesurées sur le terrain ou au laboratoire, ou évaluées à partir d'autres propriétés du sol.

## Déterminations expérimentales des propriétés d'intérêt

La courbe de rétention en eau est évaluée à partir de mesures réalisées sur le terrain ou en laboratoire (encadré 8.1). De même, la conductivité hydraulique en régime insaturé est déterminée en laboratoire sur des cylindres de sol non perturbés par

4. http ://www.sols-et-territoires.org/
5. La cartographie numérique des sols = cartographie des sols par modélisation statistique (CSMS) = Digital Soil Mapping (DSM) peut être définie comme la production d'estimations spatialisées de types de sol ou de valeurs de propriétés des sols en tout point de l'espace par des modèles statistiques alimentés par des données spatiales environnementales et calibrés avec les données de sol disponibles sur la zone d'étude (Voltz *et al.,* 2018).

la méthode d'évaporation de Wind ou par la méthode du *multi-step outflow*. Ces deux méthodes consistent à saturer le cylindre du sol puis à suivre la dynamique de son dessèchement par des mesures de teneur en eau et de potentiel hydrique. Sur le terrain, des mesures d'infiltrométrie à disque sont couramment employées, la méthode simplifiée du Beerkan (Lassabatère *et al.*, 2006) permet d'obtenir des références de conductivité hydraulique sans manipuler de modèles complexes d'interprétation des données.

Que ce soit pour l'évaluation du Réservoir Utilisable ou celle de la conductivité hydraulique, les méthodes employées sur le terrain sont dynamiques, en lien avec le fonctionnement hydrique du système sol-plante, généralement dans des conditions éloignées de l'équilibre hydrique. En laboratoire, en revanche, l'évaluation du Réservoir Utilisable est réalisée alors que des échantillons de sol sont en équilibre à une pression donnée. Il est ainsi fréquent que des évaluations de propriétés hydrauliques en laboratoire et sur le terrain soient différentes. Pour des applications en gestion intégrée des ressources en eau et gouvernance territoriale, nous recommandons de privilégier des données de laboratoire pour des applications sur de larges territoires, pour lesquelles on peut garantir que les données ont été acquises dans des conditions identiques. Au contraire, pour des applications très locales, on recommanderait l'utilisation de données de terrain qui révèlent spécifiquement le fonctionnement local du système sol-plante-atmosphère.

En cours d'élaboration, la base de données PEPSOL rassemble l'ensemble des propriétés hydriques pour des sols échantillonnés dans certains programmes de recherche menés à INRAE. Quant à la base GENARVOVIA (Roman-Dobarco *et al.*, 2019), elle rassemble des données issues des travaux d'instituts techniques (Arvalis-Institut du Végétal, Geves, TerresInovia). Pour autant, comme on l'a vu précédemment, les propriétés de Réservoir Utilisable et de conductivité hydraulique restent difficiles à mesurer sur le terrain ou au laboratoire et coûteuses. Elles sont donc rarement disponibles dans des bases de données de sol génériques telles que DoneSol, ou les bases associées aux cartes pédologiques à différentes échelles.

Une alternative consiste donc à évaluer ces propriétés à l'aide de fonctions dites de pédotransfert présentées ci-dessous.

## ⏩ Évaluation des propriétés d'intérêt : utilisation de fonctions de pédotransfert

### Définitions et cadre d'application

Une fonction de pédotransfert est un modèle numérique permettant d'estimer et de prédire des propriétés de sols difficiles ou trop coûteuses à mesurer directement. L'estimation est réalisée à l'aide d'autres caractéristiques du sol plus facilement accessibles, notamment celles qui sont disponibles dans les bases de données cartographiques. Par exemple, on peut estimer la valeur du Réservoir Utilisable d'un horizon de sol par la connaissance de la teneur en argile, en matière organique et de la masse volumique.

Pour évaluer le Réservoir Utilisable ou la conductivité hydraulique, de multiples fonctions de pédotransfert sont proposées dans la littérature. La sélection de la

fonction la plus adaptée à chaque contexte se fait en s'appuyant sur les travaux d'évaluation et de comparaison des différentes fonctions décrites dans la littérature spécialisée. Toutefois, le choix de l'utilisateur est souvent dicté par les données dont il dispose, la résolution recherchée pour son application et les limites d'utilisation des fonctions de pédotransfert. En effet, chaque fonction ne devrait être utilisée que dans un contexte agropédoclimatique proche de celui dans lequel elle a été élaborée, et surtout à une échelle comparable. En conséquence, aucune fonction de pédotransfert ne peut être appliquée de façon fiable à une échelle très locale.

Pour l'évaluation du Réservoir Utilisable, les fonctions de pédotransfert les plus employées en France sont celles de Jamagne *et al.* (1977), Bruand *et al.* (2004) et Tetegan *et al.* (2011). Cette dernière permet de tenir compte des éléments grossiers du sol. La fonction de Jamagne *et al*. (1977), fréquemment utilisée dans les bureaux d'étude et souvent employée par défaut dans les outils d'aide à la décision, est cependant à utiliser avec parcimonie : dans de nombreux types de sol, notamment les sols argileux, elle surestimerait significativement le Réservoir Utilisable. Pour des applications sur le territoire national en milieu agricole, la fonction la plus adaptée et la plus récente est celle de Roman-Dobarco *et al.* (2019).

Pour évaluer la conductivité hydraulique, les fonctions de pédotransfert les plus couramment utilisées sont celles de Wösten *et al.* (1999) et Toth *et al.* (2015).

Enfin, la masse volumique apparente n'est pas rigoureusement une propriété hydrique du sol puisqu'il s'agit d'un indicateur quantitatif de la structure. Néanmoins, il est fréquent que les modèles de transfert utilisent cette propriété. Son évaluation par des fonctions de pédotransfert est d'autant plus délicate dans les horizons de surface que leur structure est fortement déterminée par le travail du sol et donc, variable dans le temps. La fonction de Keller et Håkansson (2010) semble cependant la plus appropriée pour évaluer la masse volumique apparente sur de larges territoires à l'échelle de la France; elle utilise les variables sol telles que les teneurs en argile, sable, limon et matière organique. Un nouveau modèle de type *machine learning* (apprentissage automatique) a été établi pour la prédiction de la masse volumique apparente dans la région Centre (Chen *et al.*, 2018). Il permet l'évaluation de la masse volumique avec une très bonne précision grâce à la connaissance de la texture, du pH et de la teneur en matière organique.

## Les incertitudes associées à l'évaluation des propriétés de sol : effet de la résolution des données et de la précision des fonctions de pédotransfert

L'évaluation d'une propriété de sol à partir de données aisément accessibles nécessite le double emploi d'une base de données sur les sols et d'une fonction de pédotransfert adaptée. Malgré la précision des données d'entrée sol dans les bases de données et la fiabilité des fonctions de pédotransfert associées, l'évaluation de la propriété d'intérêt est fréquemment entachée d'erreurs assez significatives qu'il faut avoir à l'esprit.

La figure 8.3 illustre l'effet de la précision de la base de données sur l'évaluation du Réservoir Utilisable sur une aire géographique composée de sols contrastés. La gamme des données de Réservoir Utilisable est plus étendue lors d'une évaluation

à l'aide d'une base de données au 1/50 000. En effet, certaines plages cartographiques – dans le nord-est de la carte – ont des évaluations locales du Réservoir Utilisable qui diffèrent de près de 100 mm par rapport à l'évaluation issue d'une base de données au 1/250 000.

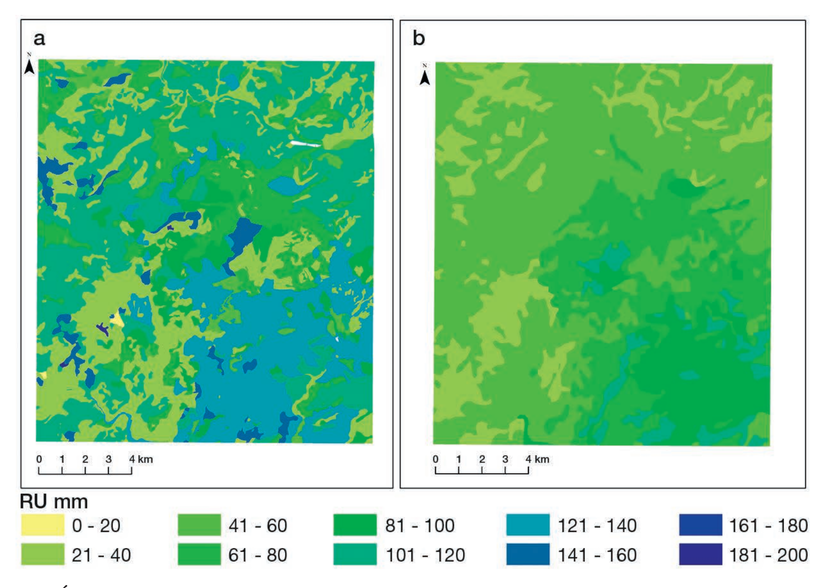



**Figure 8.3.** Évaluation du Réservoir Utilisable (moyenne pondérée par unité cartographique de sols) sur 1 m de profondeur selon la méthode de Bruand *et al.* (2004) en prenant en compte les proportions volumiques des éléments grossiers, mais en supposant leurs capacités de rétention en eau nulles (Tetegan *et al.*, 2011).

Les cartes ont été réalisées à partir de cartes de sols à différentes échelles sur la même emprise géographique. –a- : carte des sols de Patay au 1/50 000. -b- : Référentiel pédologique du Loiret au 1/250 000.

Les fonctions de pédotransfert récentes (voir par exemple Roman-Dobarco *et al.*, 2019) proposent des évaluations moyennes de propriétés hydriques et les écarts-types associés par classe de type de sol ou de texture de sol. Ces incertitudes peuvent ainsi être utilisées dans les applications d'évaluation du fonctionnement sol-plante-atmosphère sur de larges territoires. On note d'ailleurs que l'influence de cette incertitude varie selon le paramètre estimé. Par exemple, Le Bas (2016) montre que le rendement évalué par un modèle de culture est d'autant plus aléatoire que l'incertitude sur le Réservoir Utilisable est élevée et le climat sec. Cependant, l'incertitude sur l'évaluation de la quantité d'eau drainée à la base du sol reste toujours élevée, même si, bien sûr, la quantité d'eau drainée totale est plus élevée en climat humide qu'en climat sec (figure 8.4).

## ⏩ Conclusion

La France dispose d'un large panel de données sur les sols pouvant être mobilisées pour des applications en lien avec la gestion quantitative et qualitative des ressources en eau, qu'il s'agisse de données sur les propriétés hydriques des sols – paramètres d'entrée des modèles – ou de données sur les caractéristiques des sols

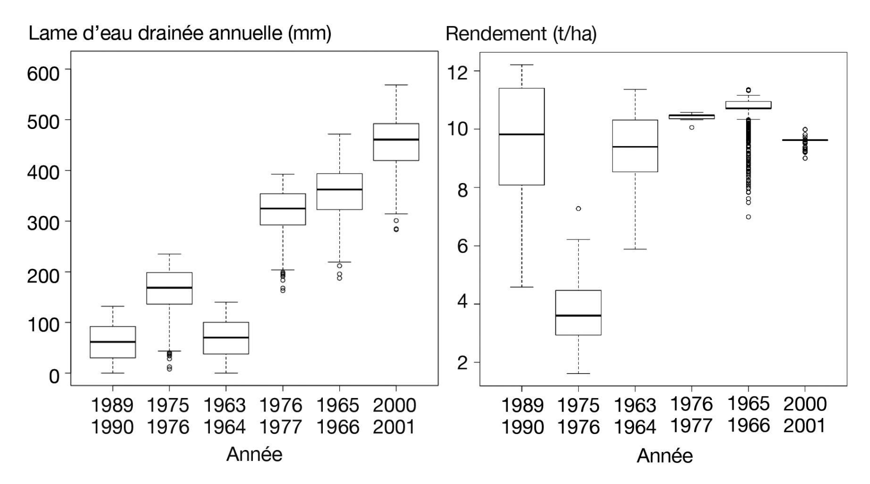



**Figure 8.4.** Distribution des valeurs de la lame d’eau drainée (en mm) et de rendement (en tonnes), calculées par le modèle STICS pour une unité cartographique de sol de la Base de Données Géographique des Sols de France au 1/1 000 000 (Le Bas, 2016).

Cette unité présente un Réservoir Utilisable incertain, évalué par des règles de pédotransfert, compris entre 63 et 248 mm. Les années 1963, 1975 et 1989 sont climatiquement considérées comme sèches ; les années 1965, 1976 et 2000 sont des années considérées comme humides.

permettant l’évaluation de ces paramètres d’entrée. Les mesures en laboratoire du Réservoir Utilisable, de même que les fonctions de pédotransfert les plus récentes sont publiées avec des estimations d’incertitudes qui permettent que le niveau de connaissance sur les sols soit pris en compte dans les modèles. L’ensemble des informations est disponible auprès du GIS Sol.

## ⏩ Références bibliographiques

Arrouays D., Grundy M.G., Hartemink A.E., Hempel J.W., Heuvelink G.B.M., Hong S.Y., Lagacherie P., Lelyk G., McBratney A.B., McKenzie N.J., Mendonca-Santos M.D.L., Minasny B., Montanarella L., Odeh I.O.A., Inakwu O.A., Sanchez P.A., Thompson J.A., Zhang G.L., 2014. GlobalSoilMap: toward a fine-resolution global grid of soil properties. *Advances in agronomy*, 125, 93.

Bruand A., Duval O., Cousin I., 2004. Estimation des propriétés de rétention en eau des sols à partir de la base de données Solhydro : une première proposition combinant le type d’horizon, sa texture et sa densité apparente. *Étude et gestion des sols*, 11(3) : 323-332.

Chen S., Richer-de-Forges A.C., Saby N., Martin M.P., Walter C., Arrouays D., 2018. Building a pedotransfer function for soil bulk density on regional dataset and testing its validity over a larger area. *Geoderma*, 312: 52-63.

Jamagne M., Bétrémieux R., Bégon J.C., Mori A., 1977. Quelques données sur la variabilité dans le milieu naturel de la réserve en eau des sols. *Bulletin technique d’information*, 324-325 : 627-641.

Keller T., Håkansson I., 2010. Estimation of reference bulk density from soil particle size distribution and soil organic matter content. *Geoderma*, 154: 398-406.

Lassabatere L., Angulo-Jaramillo R., Ugalde J.M.S., Cuenca R., Braud I., Haverkamp R., 2006. Beerkan estimation of soil transfer parameters through infiltration experiments - BEST. *Soil science society of America journal*, 70 : 521-532.

Le Bas C., 2016. Impact des incertitudes des paramètres sols estimés à partir de la base de données géographique des sols de France sur les sorties du modèle de culture stics. Approche méthodologique. Thèse de doctorat Abies. Paris : AgroParisTech, 450 p.

Richer-de-Forges A.C., Feller C., Jamagne M., Arrouays D., 2008. Perdus dans le triangle des textures. *Étude et gestion des sols*, 15(2) : 97-111.

Roman Dobarco M., Le Bas C., Cousin I., Martin M., 2019. Pedotransfer functions for predicting available water capacity in French soils, their applicability domain and associated uncertainty. *Geoderma*, 336: 81-95.

Tetegan M., Nicoullaud B., Baize D., Bouthier A., Cousin I., 2011. The contribution of rock fragments to the available water content of stony soils: proposition of new pedotransfer functions. *Geoderma*, 165(1): 40-49.

Toth B., Weynants M., Nemes A., Mako A., Bilas G., Toth G., 2015. New generation of hydraulic pedotransfer functions for Europe. *European journal of soil science*, 66: 226-238.

Voltz M., Lemercier B., Sauter J., Richer-de-Forges A.C., Lagacherie P., Arrouays D., Bispo A., Slak M.F., Laroche B., 2018. *La cartographie des sols en France : état des lieux et perspectives*. Rapport de recherche. Montpellier : Inra, 112 p.

Wösten J.H.M., Lilly A., Nemes A., Le Bas C., 1999. Development and use of a database of hydraulic properties of European soils. *Geoderma*, 90: 169-185.

## Chapitre 9

# Décrire les systèmes de culture pour la gestion intégrée des ressources en eau

Delphine Leenhardt, Olivier Therond et Catherine Mignolet

### Enjeux de la représentation des systèmes de culture pour la gestion intégrée des ressources en eau

La gestion intégrée des ressources en eau a pour ambition de gérer les ressources en eau de manière holistique, en prenant notamment en considération la diversité des usages de l'eau et leurs dimensions spatiales et temporelles (Savenije et Van der Zaag, 2008). Considérant les interactions fortes entre usages des sols et flux d'eau, Narcy et Mermet (2003) insistent sur la nécessaire gestion conjointe de ces deux objets. Aussi, les institutions chargées de l'élaboration ou de la mise en œuvre des politiques publiques et les gestionnaires opérationnels de la ressource doivent raisonner à une échelle territoriale. Elles doivent aussi tenir compte de la distribution spatiale (actuelle, future, possible) des usages du sol.

Dans les territoires ruraux, il est essentiel de considérer l'usage agricole de l'eau qui est souvent prédominant ou en forte concurrence avec les autres usages de l'eau (industriels, énergétiques et domestiques). En France par exemple, l'usage agricole peut atteindre plus de 80 % en été (période d'étiage) dans le Sud de la France (Arpe, 2010). Une telle prédominance de l'usage agricole et sa concentration sur la période estivale s'expliquent par les besoins en eau des cultures irriguées, conjugués aux modes de conduite de ces cultures par les agriculteurs, c'est-à-dire par les caractéristiques des systèmes de culture[1]. Enfin, la qualité de l'eau est très souvent dépendante des systèmes de culture en place (Beaudoin *et al.*, 2016).

Aussi, concevoir des politiques permettant d'atteindre des objectifs en termes d'état quantitatif et qualitatif des ressources en eau, évaluer les coûts et les bénéfices et dimensionner de futurs ouvrages de stockage de l'eau, prévenir l'occurrence des crises de gestion quantitative de l'eau ou gérer celles-ci devront s'appuyer sur une bonne connaissance de la distribution spatiale des systèmes de culture.

1. Un système de culture est défini comme « l'ensemble des modalités techniques mises en œuvre sur des parcelles traitées de manière identique. Chaque système de culture se définit par : la nature des cultures et leur ordre de succession et les itinéraires techniques appliqués à ces différentes cultures, ce qui inclut le choix des variétés pour les cultures retenues » (Sebillotte, 1990).

L'objectif de ce chapitre est de faire un point sur les bases de données permettant d'accéder directement à certaines caractéristiques des systèmes de culture et sur leurs limites en termes de description et de spatialisation. Nous présentons ensuite des méthodes permettant de disposer d'informations sur les systèmes de culture aux échelles de temps et d'espace adaptées au traitement des questions de gestion de l'eau dans le cadre d'une gestion intégrée des ressources en eau.

## ⏩ Les bases de données disponibles

### Occupations du sol et séquences de cultures

Les recensements agricoles fournissent des informations exhaustives sur les cultures de l'année, mais ils ne sont réalisés que tous les dix ans environ. Cette fréquence étant souvent insuffisante, nous décrivons les bases de données qui s'appuient sur une collecte annuelle des données d'occupation du sol : la base de données Teruti-Lucas et le Registre parcellaire graphique. Ces deux bases de données décrivent l'occupation du sol, mais elles diffèrent en termes de résolution et de couverture spatiale, ainsi que par la nature de l'information (tableau 9.1).

**Tableau 9.1.** Caractéristiques des bases de données annuelles Teruti-Lucas et Registre parcellaire graphique.

| Base de données | Unité de support | Couverture spatiale | Couverture temporelle | Nombre de classes d'occupation du sol |
|---|---|---|---|---|
| Teruti-Lucas | Point : une seule occupation du sol | 555 903 points Teruti | Teruti : 1981-1990 et 1992-2003 | Teruti : 81 |
| | | 322 446 points Lucas en France | Lucas : 2006-2010 et 2012-2014 | Lucas : 122 |
| | | Un point Teruti-Lucas représente 40 à 349 ha selon les départements et les années | | Occupations agricoles et non agricoles |
| Registre parcellaire graphique | Jusqu'en 2014: îlot agricole PAC (plusieurs occupations du sol possibles par îlot)<br>À partir de 2015 : parcelle culturale (une seule occupation du sol) | Tous les îlots de toutes les exploitations faisant une déclaration PAC, soit 6 millions d'îlots en France (27 millions ha) | 2009 à aujourd'hui | 28 dans la version mise à disposition jusqu'en 2014, puis 24 à partir de 2015<br>Occupations agricoles seulement |

#### La base de données Teruti-Lucas

Depuis 1981, l'enquête Teruti recense annuellement la nature de l'occupation du sol sur le territoire français. Depuis 2006, l'enquête Lucas, qui concerne l'ensemble de l'Union européenne, a pris le relais. L'occupation du sol est recensée sur un grand nombre de points selon un échantillonnage à deux niveaux : les points observés sont échantillonnés au sein d'un échantillon de photos réparties elles-mêmes au sein de mailles d'une grille régulière couvrant l'ensemble du territoire français.

Les modalités d'échantillonnage (taille des mailles, nombre de photos, nombre de points) ont varié lors du passage de l'enquête Teruti à l'enquête Lucas (Schott *et al.*, 2008; Agreste, 2015). Compte tenu de ces changements et des interruptions dans la collecte, quatre séries temporelles sont disponibles : 1981-1990 et 1992-2003 pour l'enquête Teruti, et 2006-2010 et 2012-2014 pour l'enquête Lucas. Jusqu'en 2010, la collecte de données a été faite par observation *in situ*. À partir de 2012, il n'y a plus d'observations *in situ* car l'enquête Lucas utilise les données du Registre parcellaire graphique (voir ci-dessous).

Depuis 2006, les données des enquêtes Teruti et Lucas sont disponibles sur le site du ministère de l'Agriculture français[2], selon une classification plus ou moins précise et avec une agrégation à la région administrative ou au niveau national.

### Le Registre parcellaire graphique

Mis en œuvre depuis 2006, le Registre parcellaire graphique est la déclinaison française du Land parcel identification system européen, dont les modalités diffèrent entre pays (Inan *et al.*, 2010). Le Registre parcellaire graphique est une composante de la déclaration faite dans le cadre de la politique agricole commune (PAC) par les agriculteurs qui doivent localiser leurs îlots de parcelles sur une orthophotographie au 1/5000, et y préciser les cultures qui y sont pratiquées et les surfaces associées. Un îlot correspond à une ou plusieurs parcelles culturales contiguës limitées par des éléments visibles et permanents du paysage (route, forêt, cours d'eau, etc.). Les agriculteurs souhaitant bénéficier des mesures agri-environnementales du second pilier de la PAC doivent en outre délimiter les zones concernées au sein des îlots (zones en conversion à l'agriculture biologique, zone de prairie extensive ou avec des mesures de réduction des pesticides). Depuis 2015, l'unité spatiale de base n'est plus l'îlot, mais la parcelle culturale que les agriculteurs doivent digitaliser chaque année.

Le Registre parcellaire graphique couvre de manière assez exhaustive le territoire agricole des régions à dominante de grandes cultures et de prairies. En revanche, les surfaces non éligibles aux aides de la politique agricole commune, comme les vignes ou les vergers, sont moins bien couvertes (Cantelaube et Carles, 2014). Ce registre représente la source d'informations sur la couverture du sol agricole la plus précise et la plus complète disponible sur la France entière, malgré une évolution du contenu ne simplifiant pas son utilisation. Ainsi, jusqu'en 2014, chaque îlot était associé à un identifiant relié à une exploitation agricole; depuis 2015, l'unité spatiale est une parcelle culturale géoréférencée, mais l'identifiant de l'exploitation n'est plus disponible dans la base.

Depuis 2015, le Registre parcellaire graphique est diffusé gratuitement par l'Institut géographique national dans une version anonymisée en classes de cultures agrégées.

## Pratiques agricoles

### La base de données Pratiques culturales

La base de données Pratiques culturales est la principale source d'informations sur les pratiques culturales en France métropolitaine et dans les départements d'outre-mer. Elle contient des données d'un échantillon de parcelles et d'années,

2. https ://stats.agriculture.gouv.fr/disar/

sur l'ensemble des interventions culturales depuis la récolte du précédent jusqu'à la récolte de la culture enquêtée : gestion des résidus, travail du sol (date, profondeur, matériel), semis (matériel, précocité, date, densité), fertilisation minérale et organique, désherbage, protection phytosanitaire (produit, dates, doses), irrigation (dates et doses), date de récolte et rendement. Figurent également des informations succinctes sur le sol et l'environnement de la parcelle, quelques descripteurs du système de culture (cultures précédentes, labour et fertilisation), l'existence de labels (par exemple, « agriculture biologique ») ou l'utilisation d'outils d'aide à la décision par l'agriculteur pour raisonner ses interventions techniques.

Cette base est alimentée à partir des enquêtes sur les pratiques culturales du ministère de l'agriculture visant à mieux comprendre la diversité des pratiques, et à évaluer l'incidence des actions mises en œuvre pour accompagner leur évolution, comme le plan Écophyto 2018 (Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation, 2018). Concrètement, des enquêteurs se rendent tous les cinq à six ans environ sur les exploitations agricoles pour collecter, directement auprès des agriculteurs, les données détaillées sur la conduite de l'itinéraire technique d'un échantillon de parcelles. Une enquête intermédiaire est effectuée sur les seuls traitements phytosanitaires afin de disposer plus régulièrement d'indicateurs de fréquence des traitements. Ces enquêtes concernent quatre grandes catégories de productions végétales : grandes cultures et prairies depuis 1986, viticulture depuis 2006, arboriculture depuis 2012 et maraîchage depuis 2013.

L'échantillon des parcelles enquêtées correspond à un sous-échantillon des points de la base Teruti-Lucas. Le plan d'échantillonnage est fait par culture et vise à assurer une double représentativité statistique à une échelle régionale et à l'échelle de la France (Agreste, 2013). Pour une culture donnée, sont retenues les principales régions en termes de superficie afin de couvrir environ 90 % de la superficie nationale dédiée à cette culture. Pour chaque région retenue, sont pris en compte les départements les plus importants afin de couvrir 85 % de la superficie régionale de la culture. D'une manière générale, ces contraintes conduisent à décrire, pour chaque culture, 100 à 2 300 parcelles par région et 1 000 à 3 000 parcelles sur l'ensemble de la France. À titre d'exemple, en 2011 et pour le maïs grain, 2 262 parcelles représentant 1,463 596 million d'hectares et 95 % de la superficie nationale ont été enquêtées.

### La base de données Agrosyst

La base de données Agrosyst décrit chaque année les systèmes de culture (incluant les séquences de cultures et les itinéraires techniques de chaque culture) de l'essentiel des fermes de référence et sites expérimentaux du réseau Dephy (Noël et Pillet, 2014). Ce réseau est très significatif en termes de nombre d'exploitations (1 900 exploitations en 2012 et 3 000 fin 2018, et 200 sites expérimentaux) et d'informations collectées. Il couvre un grand nombre de systèmes de production – grandes cultures et polyculture-élevage, arboriculture, cultures légumières, horticulture, viticulture, cultures tropicales – et une diversité de combinaisons de sols, climats, de types d'exploitation et d'irrigation. À ce jour, près de 5 000 systèmes de cultures ont été décrits dont les 2/3 de manière détaillée[3].

3. Données disponibles sur https ://agrosyst.fr/

La base de données Agrosyst permet de faire des analyses à l'échelle du système de culture complet, voire du système de production.

## ⏩ Les limites des bases de données

Évaluer l'impact de l'utilisation du sol et plus particulièrement de la distribution spatiale des systèmes de culture sur la ressource en eau nécessite souvent le recours à la simulation ; des modèles numériques représentent les interactions entre dynamiques de croissance et développement des cultures, entre dynamiques de conduites des cultures et dynamiques des flux d'eau et de solutés. Ces modèles permettent de calculer des indicateurs d'impact environnemental des systèmes de culture comme la qualité de l'eau et le débit des rivières, mais également des indicateurs de leurs performances comme le rendement.

L'application de tels modèles à l'échelle de grands territoires repose sur l'existence de bases de données adéquates pour spécifier les entrées du modèle. Or les bases de données permettant de fournir des informations sur les systèmes de culture (Teruti-Lucas, Registre parcellaire graphique, Pratiques culturales, Agrosyst), seules ou même associées, ne satisfont pas pleinement les exigences d'une modélisation adaptée à la gestion intégrée des ressources en eau, notamment en termes de couverture spatiale, de couverture temporelle et de description des opérations techniques.

### Couverture spatiale

Obtenir de l'information à l'échelle parcellaire est souvent crucial pour la gestion de l'eau. Cela est particulièrement le cas dans des problématiques de qualité de l'eau des cours d'eau (teneur en nitrates, pesticides, etc.) ou de transports sédimentaires (coulées boueuses, érosion) qui dépendent des flux sortant des parcelles (montant, fréquence, période des flux et qualité de l'eau). En matière de gestion quantitative de l'eau, le choix de la parcelle est privilégié lorsque l'on s'intéresse par exemple aux dynamiques de remplissage et de vidage de réservoirs ou à l'évolution des débits de rivières dans des environnements topographiques et géologiques particuliers. La prise en compte de lignes d'écoulements préférentiels des eaux ou des connexions hydrauliques des parcelles entre elles et avec les ressources en eau peut alors s'avérer nécessaire. Ces flux dépendent des caractéristiques de chacune des parcelles (longueur, pente) et de leur environnement biophysique (haie, talus, fossé). Même quand les flux d'eau sortant des parcelles ne sont pas en cause dans le problème à traiter, le choix de la parcelle comme entité spatiale élémentaire peut être pertinent. En effet, la parcelle – ou le bloc de parcelles conduit de manière homogène – est l'unité du système de culture. Le choix de cette entité spatiale permet de prendre en compte la variabilité spatiale des données relatives aux systèmes de culture existant au sein des bassins versants, de régions ou de tout autre entité de taille bien supérieure à la parcelle, alors que choisir des entités spatiales englobantes masquerait cette variabilité interne et nécessiterait de recourir à des artifices compliqués pour en tenir compte. De même, le choix de la parcelle comme unité spatiale de simulation permet de représenter les interactions entre les systèmes de culture d'une part et l'état hydrique des sols, l'hydrologie des ressources en eau, la disponibilité des ressources de soutien d'étiage, des tendances

météorologiques et des normes de restrictions ou de soutien d’étiage en vigueur, d’autre part. Ces interactions permettent de révéler, au sein d’un bassin versant, les situations, souvent très locales, où les prélèvements agricoles s’avèrent problématiques au regard des normes (ex. débit objectif d’étiage) et/ou des autres usages (Murgue, 2014).

## Couverture temporelle

L’impact d’une culture sur l’eau, tant sur la quantité d’eau prélevée dans le milieu que sur la quantité et la qualité de l’eau restituée au milieu, dépend autant de la culture elle-même (sa tolérance au stress par exemple) que de sa conduite (irrigation, fertilisation, mode de protection phytosanitaire, travail du sol). Celle-ci dépend de l’occupation du sol précédente (sol nu, ou couvert laissant la parcelle avec un stock d’eau, d’éléments fertilisants et de semences d’adventices plus ou moins importants) et des accès à des ressources. Pour accéder à la connaissance de l’enchaînement des opérations techniques, il convient donc de connaître les séquences de cultures sur les parcelles du territoire étudié. Pourtant, aucune base ne stocke des données sur les séquences de cultures de manière relativement exhaustive sur le territoire. La base Agrosyst conserve l’information sur les séquences de cultures, mais sur un échantillon réduit d’exploitations au regard de l’exigence d’exhaustivité spatiale.

## Description des opérations techniques

La description formelle des systèmes de culture peut être réalisée de deux manières différentes. Classiquement, elle correspond à celle des opérations techniques effectuées : modalités d’intervention, date et si nécessaire nature et quantité des produits utilisés. Plus rarement, la description prend la forme d’un jeu de règles de décision représentant la stratégie des agriculteurs sous la forme :

**Si** <indicateur><opérateur><seuil> **Alors** <opération technique>.

Les bases de données permettent en partie d’accéder à des listes <opération-date-dose>, même si la date est souvent imprécise – la quinzaine ou la décade plutôt que le jour pour les opérations techniques répertoriées par l’enquête Pratiques culturales – et la liste des opérations techniques souvent incomplète. En revanche, ces bases ne renseignent jamais sur les règles de décision des agriculteurs, alors que ces informations sont essentielles pour la gestion intégrée de l’eau. En effet, cette gestion requiert la simulation de scénarios, notamment pour appréhender l’impact de la variabilité climatique interannuelle :

– sur la dynamique des variables décrivant le système sol/plante ;
– sur les dates de réalisation d’opérations techniques ;
– et par conséquent, sur les prélèvements d’eau ou sur les flux sortants (drainage, ruissellement).

L’utilisation de modèles biodécisionnels[4] permet de simuler la dynamique et l’intensité des opérations techniques (voir chapitre 12).

4. Le modèle biodécisionnel est basé sur l’activation de règles de décision au sein d’un modèle décisionnel couplé à un modèle biophysique.

## ⏩ Des méthodes pour surmonter ces limites

Dans cette section, nous présentons des méthodes développées pour surmonter les limites des bases de données décrites ci-dessus, et donc pour fournir des informations sur les systèmes de culture à des résolutions spatiales et temporelles et sous des formalismes adaptés pour traiter de problématiques de gestion intégrée des ressources en eau.

### Accéder aux séquences de cultures

Pour accéder aux séquences de cultures, il faut disposer d'une information continue dans le temps de l'occupation du sol par les cultures. Nous présentons ici deux types de travaux ayant permis de produire des connaissances sur les séquences de cultures.

Les premiers travaux ont mis en œuvre des techniques d'exploration du très grand nombre de données de la base Teruti-Lucas (fouille de données ou *data mining*) mobilisant la théorie des chaînes de Markov cachées (Le Ber *et al.*, 2006; Xiao *et al.*, 2014). Des calculs de probabilités de transition d'une occupation du sol à une autre, année après année et point par point, sont effectués avec le logiciel CarottAge (Mari *et al.*, 2012) de manière à identifier les séquences de cultures et à décrire la dynamique temporelle. Ces travaux permettent d'accéder à la dynamique des séquences de cultures au cours du temps, mais sur des unités spatiales relativement étendues (petite région agricole, département), représentatives de la base de données Teruti-Lucas.

Les seconds travaux ont permis de développer une méthode de reconstitution des séquences de cultures des parcelles du Registre parcellaire graphique en trois étapes (Leenhardt *et al.*, 2012). La première étape consiste à reconstituer la «filiation spatiale» des îlots entre années par l'analyse des intersections géographiques. Dans la deuxième étape, les séquences de cultures des parcelles des îlots sont recomposées grâce à une chaîne de traitements qui s'intéresse aux surfaces déclarées pour les différentes cultures chaque année au sein d'un îlot : un algorithme détecte les récurrences de surfaces entre années, puis, considérant les possibilités d'agrégation ou désagrégation possibles de parcelles, il est possible de reconstituer des séquences de cultures sur des surfaces unitaires. La troisième étape affecte par interpolation une séquence aux parcelles pour lesquelles la deuxième étape de l'approche s'est avérée infructueuse. Cette méthode de reconstitution des séquences de cultures a été intégrée à l'outil RPG Explorer (Levavasseur *et al.*, 2016). Elle permet, selon les régions, de spécifier les séquences de cultures sur 95 à 99% de la surface couverte par les îlots du Registre parcellaire graphique. Les séquences ainsi reconstituées sont très diverses : plus de 11,5 millions de séquences différentes ont été répertoriées entre 2006 et 2012 pour la France métropolitaine. Ce nombre relativement important de séquences est difficilement manipulable pour les travaux de diagnostic ou de prospective à des fins de gestion intégrée des ressources en eau. Une typologie de séquences a donc été construite pour obtenir une vue simplifiée des principales rotations et de leur distribution spatiale. En s'appuyant sur des connaissances expertes, l'objectif est de regrouper les séquences considérées comme l'expression de la même rotation[5] et d'agréger en classes des cultures aux

5. Par exemple, les séquences [Blé tendre]/[Tournesol]/[Blé Tendre]/[Tournesol] et [Tournesol]/[Blé tendre]/[Tournesol]/[Blé Tendre] sont assimilées à la rotation [Blé tendre]/[Tournesol]

comportements similaires. Par exemple, pour un problème de gestion de l’eau en période d’étiage (étude de cas, voir chapitre 16), Rizzo *et al.* (2019) ont regroupé les cultures ayant une même utilisation de l’eau d’irrigation.

Ces deux types de travaux valorisent les bases de données annuelles d’occupation du sol. Toutefois, il faut noter que la vocation originelle de ces deux bases n’est pas la connaissance des systèmes de culture, mais le contrôle des déclarations des agriculteurs (Registre parcellaire graphique) et la production de statistiques sur l’assolement (Teruti-Lucas). Cela explique les difficultés ou les limites des méthodes présentées. Ainsi, le Registre parcellaire graphique présente des discontinuités de référencement des parcelles entre années successives qui obligent chaque année à adapter les algorithmes de reconstitution des séquences de cultures. D’autre part, les changements de modes d’échantillonnage entre des périodes successives de l’enquête Teruti-Lucas ne permettent pas de valoriser l’ancienneté de cette base, le calcul des séquences de cultures ne pouvant se faire que pour une période donnée.

## Accéder aux pratiques culturales

Pour établir des diagnostics sur l’état des ressources en eau en lien avec les pratiques agricoles, on veut connaître les dates et les modalités des opérations culturales effectuées dans le passé et leur distribution spatiale. En revanche, pour produire des analyses prospectives relatives à la gestion de l’eau, on s’intéresse à la chaîne allant du changement de contexte (structurel, climatique, économique, réglementaire, etc.), au changement de pratiques agricoles puis à l’impact sur la ressource en eau. On s’intéresse donc aux règles de décision des agriculteurs afin de simuler l’occurrence et les modalités de ces opérations culturales sous différents scénarios de changement de contexte.

### Connaître les pratiques passées

Il est théoriquement possible de conduire des enquêtes auprès des agriculteurs eux-mêmes pour obtenir les caractéristiques de leurs systèmes de culture. Mais, quand le territoire est vaste, l’organisation logistique et financière d’un tel chantier devient limitante. Une autre limite est méthodologique : quelles méthodes d’échantillonnage et d’enquête doit-on mettre en œuvre pour obtenir les connaissances recherchées, souvent tacites ? Enfin, ce type d’enquête peut se heurter à un problème d’acceptabilité lié à l’utilisation des informations agricoles recueillies pour expliquer l’évolution de l’état des ressources en eau.

Une autre option est de recourir à des enquêtes à dires d’experts pour décrire et localiser les grands types de systèmes de culture pratiqués dans un territoire. Ainsi, Mignolet *et al.* (2004) ont enquêté auprès des conseillers de différentes organisations professionnelles agricoles pour décrire les séquences de cultures et les pratiques agricoles. Ces auteurs montrent que la variabilité des informations récoltées selon les experts et leur biais par rapport aux données observées rendent cette option plus adaptée à la description de tendances sur des zones étendues qu’à une description précise des pratiques et séquences de cultures sur une zone restreinte et une année donnée.

Sur des territoires plus restreints, une autre approche a été proposée, articulant les dires d’experts aux informations de la base Pratiques culturales. Ces dernières sont utilisées pour caractériser et spatialiser une diversité d’itinéraires techniques

au grain spatial auquel elles sont représentatives (régions administratives ou territoires d'extension équivalente). Une enquête permet ensuite de faire réagir les experts rencontrés sur les types d'itinéraires techniques décrits à partir de l'enquête statistique pour les valider, les ajuster, les supprimer ou en ajouter en fonction des spécificités locales (Beaudoin *et al.*, 2016).

## Connaître les règles de décision des agriculteurs

Le nombre de règles de décision sur un territoire est bien inférieur au nombre de combinaisons de modalités et de dates d'opérations culturales. En effet, plusieurs agriculteurs peuvent utiliser une même règle de décision (mêmes variables indicatrices et mêmes valeurs seuils) et aboutir à des dates et à des modalités différentes pour l'opération culturale du fait des caractéristiques et des localisations différentes de leurs exploitations. Par exemple, une règle de décision de semis fondée sur un indicateur de température (par exemple, risque de gel) conduira à une date de semis plus précoce dans la zone la plus chaude du territoire et plus tardive dans la zone la plus froide. Enquêter sur les règles de décision reste néanmoins une tâche longue et difficile dès lors que l'on a l'ambition de décrire l'ensemble de l'itinéraire technique de toutes les cultures d'un territoire.

Deux approches ont été conduites pour connaître les règles de décision d'agriculteurs au sein d'un territoire.

### Une approche statistique

L'approche statistique nécessite de disposer d'une base de données très complète souvent constituée spécifiquement. C'est ce qu'ont fait Maton *et al.* (2007), mais en se limitant aux systèmes de monoculture de maïs. Des informations sur l'exploitation, son environnement, ses pratiques de semis et de choix de précocité du maïs ont été rassemblées grâce à une série d'enquêtes postales. Des analyses statistiques multivariées ont permis d'identifier trois classes de stratégies[6] liant le chantier de semis et le choix de la précocité pour le maïs, puis d'en identifier les facteurs déterminants. Les relations établies entre les stratégies de semis-précocité et leurs déterminants étant probabilistes, un modèle stochastique a été élaboré. Il associe les règles de décision de manière probabiliste à un type d'exploitation pour, *in fine*, produire une distribution de quadruplets « date de semis, précocité, densité de semis, surface » par exploitation (Leenhardt *et al.*, 2016).

### Une approche fondée sur le couplage des bases de données et des savoirs d'acteurs

Cette approche utilise des bases de données pouvant être génériques (notamment le Registre parcellaire graphique et les cartes de sol développées sur la France entière) ou locales comme les cartes de sols plus précises. Ces bases sont articulées à des savoirs d'acteurs. Cette approche a été appliquée sur le bassin aval de l'Aveyron (800 km²) (Murgue *et al.*, 2016 ; étude de cas, voir chapitre 16). Lors d'un atelier de zonage à dires d'acteurs (cartographie participative), les grands types de systèmes de culture ont été localisés et les principaux facteurs de localisation déterminés (types de sols, séquences de cultures, présence d'irrigation et type de

6. Une stratégie est constituée d'un ensemble de règles de décision.

matériel). Certains facteurs de localisation ne font pas l'objet de collecte dans une base de données, comme le matériel d'irrigation. Leur répartition spatiale a donc été déterminée grâce à des entretiens avec des experts locaux. Enfin, des enquêtes auprès d'agriculteurs ont permis d'identifier les indicateurs et les seuils mobilisés par les agriculteurs pour leur prise de décision, la forme des règles de décision (voir ci-dessus « Description des opérations techniques » et chapitre 13) ayant été déterminée par des travaux antérieurs (Bergez *et al.*, 2001 pour les règles de décision d'irrigation). Afin d'accélérer cette étape de paramétrage des règles de décision, Rizzo *et al.* (2019) ont réalisé les enquêtes auprès de conseillers agricoles, qui sont supposés avoir une bonne vision des pratiques des agriculteurs de leur territoire, et ont bâti des fiches supports propres à chaque culture pour faciliter l'expression des indicateurs et des seuils des règles de décision lors des entretiens.

## ⏩ Conclusion

Les institutions en charge de la gestion intégrée des ressources en eau, comme les gestionnaires opérationnels, œuvrent à l'échelle d'un territoire, que ce soit pour élaborer des politiques publiques, les mettre en œuvre ou pour déstocker l'eau des barrages en temps et en heure pour la mettre à disposition des usagers agricoles et maintenir un bon état écologique des cours d'eau. Ces institutions ont besoin de connaître la distribution des cultures et de leurs pratiques associées au sein des territoires concernés. Des bases de données permettent d'accéder directement aux cultures mises en place (Teruti-Lucas et Registre parcellaire graphique) et aux pratiques culturales (Pratiques culturales et Agrosyst). Mais chacune d'elles présente des limites qui nécessitent le développement de méthodes spécifiques pour disposer d'informations sur les systèmes de culture aux échelles de temps et d'espace adaptées afin de traiter ces questions de gestion intégrée de l'eau. Jusqu'à présent, des techniques d'analyse et d'interprétation exploitent les bases de données disponibles en mobilisant des analyses statistiques ou en les couplant à des savoirs locaux grâce à des méthodes participatives ou d'enquêtes. Pour la connaissance des cultures et des pratiques culturales antérieures, la télédétection ouvre également des perspectives, avec un déploiement constant de nouveaux capteurs et de méthodes de valorisation des données qui en sont issues (voir chapitre 10).

## ⏩ Références bibliographiques

Agreste, 2013. Méthodologie de l'enquête sur les pratiques culturales en grandes cultures et prairies en 2011. http ://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/pratiques2013grandesculturesbsva.pdf, (consulté le 17/10/2018).

Agreste, 2015. L'utilisation du territoire en 2014. *Chiffres et données agriculture*, 229. http ://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/teruti2015methobsva.pdf.

Arpe, 2010. Diagnostic régional de l'eau en Midi-Pyrénées, Mission régionale d'observation sur l'eau en Midi-Pyrénées, p. 17. https ://docplayer.fr/59447711-Diagnostic-regional-de-l-eau-en-midi-pyrenees.html.

Schott C., Benoît M., Mignolet C., Mari J.F., 2008. Dynamiques des systèmes de culture du bassin de la Seine : mise en évidence d'une intensification des pratiques culturales au cours des trois dernières décennies. [Rapport de recherche] 2008. <inria-00586728> https ://hal.inria.fr/inria-00586728/file/piren.pdf.

Beaudoin N., Gallois N., Viennot P., Le Bas C., Puech T., Schott C., Buis S., Mary B., 2016. Evaluation of a spatialized agronomic model in predicting yield and N leaching at the scale of the Seine-Normandie basin. *Environmental science and pollution research*.

https ://doi.org/10.1007/s11356-016-7478-3.

Cantelaube P., Carles M., 2014. Le Registre parcellaire graphique : des données géographiques pour décrire la couverture du sol agricole. *Cahier des techniques de l'INRA*, numéro spécial GéoExpé, 58-64.

Ducrot D., Gouaux P., 2004. *Caractérisation des agro-systèmes de la plaine alluviale de la Garonne et des coteaux du Gers, mise en évidence de leurs changements au cours des vingt dernières années.* Colloque SFER «les systèmes de production agricoles : performances, évolutions, perspectives», Lille, 18-19 novembre 2004.

Inan H.I., Sagris V., Devos W., Milenov P., van Oosterom P., Zevenbergen J., 2010. Data model for the collaboration between land administration systems and agricultural land parcel identification systems. *Journal of environmental management*, 91: 2440-2454.

Le Ber F., Benoît M., Schott C., Mari J.F., Mignolet C., 2006. Studying crop sequences with Carrotage, a HMM-based data mining software. *Ecological modelling*, 191: 170-185.

Leenhardt D., Maton L., Bergez J.E., 2016. Simulating farming practices within a region using a stochastic bio-decisional model. Application to irrigated maize in south-western France. *European journal of agronomy*, 75: 139-148.

Leenhardt D., Angevin F., Biarnes A., Colbach N., Mignolet C., 2010. Describing and locating cropping systems at a regional scale. *Agronomy for sustainable development*, 30: 131-138.

Leenhardt D., Therond O., Mignolet C., 2012. Quelle représentation des systèmes de culture pour la gestion de l'eau sur un grand territoire? *Agronomie, environnement et sociétés*, 2 : 77-89.

Levavasseur F., Martin P., Bouty C., Barbottin A., Bretagnolle V., Therond O., Scheurer O., Piskiewicz N., 2016. RPG Explorer: a new tool to ease the analysis of agricultural landscape dynamics with the land parcel identification system. *Computers and electronics in agriculture,* 127: 541-552.

Mari J.F., Le Ber F., Benoît M., 2012. *Carottage : un logiciel pour l'exploration de régularités temporelles et spatiales.* Logiciel libre (licence GPL), version 2 pour Windows, 2012. IDDN.FR.001.4200 19.001.S.P.2002.000.10000.

Maton L., Leenhardt D., Bergez J.E., 2007. Geo-referenced indicators of maize sowing and cultivar choice for better water management. *Agronomy for sustainable development*, 27: 377-386.

Mignolet C., Schott C., Benoît M., 2004. Spatial dynamics of agricultural practices on a basin territory: a retrospective study to implement models simulating nitrate flow. The case of the Seine basin. *Agronomie*, 24: 219-236.

Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation, 2018. Plan Écophyto 2018 de réduction des usages de pesticides 2008-2018. Paris : ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation, 21 p. http ://agriculture.gouv.fr/ministere/le-plan-ecophyto-2018, [consulté le 13/01/2020].

Murgue C., 2014. Quelles distributions spatiales de systèmes de culture pour limiter l'occurrence des crises de gestion quantitative de l'eau? Une démarche de conception évaluation sur le territoire de l'Aveyron aval. Thèse de doctorat, INPT Toulouse, FR, 211 p. http ://ethesis.inp-toulouse.fr/archive/00002866/.

Murgue C., Therond O., Leenhardt D., 2016. Hybridizing local and generic information to model cropping system spatial distribution in an agricultural landscape. *Land use policy*, 54: 339-354.

Narcy J.B., Mermet L., 2003. Nouvelles justifications pour une gestion spatiale de l'eau : new justifications for a spatial management of water. *Nature sciences société*, 11 : 135-145.

Noël C., Pillet E. (eds), 2014. Réseau Dephy-ferme : synthèse des premiers résultats à l'échelle nationale. Paris : Écophyto, Onema, 52 p. https ://agriculture.gouv.fr/sites/minagri/files/documents/201411_Synthese_Resultats_DEPHY_cle438e79.pdf, [consulté le 13/01/2020].

Rizzo D., Therond O., Lardy R., Murgue C., Leenhardt D., 2019. A rapid, spatially explicit approach to describe cropping systems dynamics at the regional scale. *Agricultural systems*, 173: 491-503.

Savenije H.H.G., Van der Zaag P., 2008. Integrated water resources management: concepts and issues. *Physics and chemistry of the earth*, 33: 290-297.

Sebillotte M., 1990. Système de culture, un concept opératoire pour les agronomes. *In :* Combe L., Picard D., (eds). *Les systèmes de culture*. Paris : Inra, 165-196.

Xiao Y., Mignolet C., Mari J.F., Benoit M., 2014. Modeling the spatial distribution of crop sequences at a large regional scale using land-cover survey data: a case from France. *Computers and electronics in agriculture*, 102: 51-63.

## Chapitre 10

# Quels sont les capteurs et les méthodes disponibles en télédétection pour aider à la gestion de l'eau ?

Dominique Courault, Michel Le Page, Saïd Khabba et Lionel Jarlan

Aujourd'hui, il existe une disponibilité sans précédent de produits dérivés d'observations satellitaires, notamment sous l'impulsion de la constellation Copernicus[1] (Lacaze *et al.*, 2015). Ce programme européen de surveillance de la terre comprend une composante spatiale qui délivre gratuitement des images à hautes résolutions spatiale et temporelle couvrant un large domaine spectral. Parmi les missions les plus récentes, Sentinel 1 fournit des images tous les six jours dans le domaine des hyperfréquences et Sentinel 2 tous les cinq jours dans l'optique et le moyen infrarouge, les deux à dix mètres de résolution.

Des portails d'accès à ces données sont disponibles sur internet. Citons en France :
– le pôle Theia[2] permet de télécharger des images brutes et des produits à valeur ajoutée comme la classification de l'occupation des sols (Inglada *et al.*, 2015) et des cartes d'humidité de surface sur certaines régions à 20 m de résolution depuis 2016 ;
– l'équipex Géosud[3] propose des couvertures de la France à très fine résolution à partir d'images Spot6/7 et Pléiades (pixel de 70 cm) ;
– Sen2-agri-system[4] fournit des outils de traitement des images Sentinel 2 adaptés pour le suivi des cultures.

Lorsque l'on s'intéresse à la gestion de l'eau pour l'agriculture, soit sur de grandes étendues pour planifier les ressources en fonction des besoins, soit au niveau parcellaire pour assurer une meilleure gestion de l'irrigation, il est utile :
– d'identifier le type de culture (irriguée ou non) et son stade de développement ;
– de connaître les conditions météorologiques qui influent sur l'évapotranspiration réelle (ETR) ;
– de disposer de renseignements sur le type de sol (profondeur et texture qui conditionnent la réserve utile en eau accessible pour la plante) et son état hydrique ;
– de quantifier les volumes d'eau apportés ;
– de connaître la technique d'irrigation utilisée.

1. www.esa.int/Our_Activities/Operations/Sentinels.
2. www.theia-land.fr
3. http ://ids.equipex-geosud.fr/images-disponibles
4. www.esa-sen2agri.org/

Certaines variables, liées à la description de la structure des couverts telles que la fraction de végétation (fCover – *fraction of green vegetation cover*) et l’indice foliaire (LAI – *Leaf area index*), permettent de suivre le développement des cultures lorsque l’on considère des images à haute répétition temporelle. Actuellement, ces variables sont calculées en routine à partir de données de divers capteurs pour différentes résolutions spatiales et largement utilisées pour des applications opérationnelles dans des modèles climatiques ou de fonctionnement (Lacaze *et al.*, 2015). En revanche, les variables renseignant sur l’état hydrique des surfaces et sur les besoins en eau des cultures (détection des surfaces irriguées, des zones stressées, humidité de la zone racinaire, contenu en eau de la végétation, évapotranspiration, niveau de la nappe, etc.) ne font pas encore partie des produits délivrés en routine avec une précision suffisante pour permettre une gestion intégrée des ressources en eau aux échelles parcellaires, de l’exploitation et de la région agricole (Le Page *et al.*, 2012).

Ce chapitre a pour objectifs de présenter une brève synthèse sur les principaux capteurs satellitaires utilisés dans le domaine de l’agriculture, de lister les variables dérivées des images pertinentes pour la gestion de l’eau et d’illustrer quelques méthodes et outils développés actuellement pour des applications opérationnelles. Un focus sera fait sur l’estimation de l’évapotranspiration et les approches permettant de suivre le stress hydrique et les surfaces irriguées. La présentation d’un outil d’aide à la décision pour la gestion de l’irrigation terminera ce chapitre. En conclusion, les points importants à retenir seront rappelés.

## ⏩ Les différents capteurs et leurs caractéristiques

Une pléthore de satellites d’observation de la terre est actuellement en orbite (voir parmi les plus récents du programme Copernicus[5]). La figure 10.1 présente les plus couramment utilisés dans le domaine agricole, en fonction de leur résolution spatiale et temporelle.

On distingue classiquement les capteurs à haute résolution spatiale (pixel ≤ 30 m, cases vertes), des capteurs à moyenne résolution (pixel ≥ 250 m) ou à faible résolution spatiale (pixel > 1 km, en rose).

Des archives déjà relativement longues sont disponibles à haute résolution spatiale avec les capteurs Landsat depuis 1972[6] et Spot depuis 1987. À plus faible résolution, les archives sont disponibles avec Modis depuis 2000, Spot-VGT-ProbaV de 1998 à 2018 et ERS+Ascat de 1992 à 2018. Ces séries temporelles permettent d’évaluer les impacts des changements globaux (modifications de surface et effet des variations du climat) sur certaines variables d’intérêt telles que l’indice de végétation par exemple aux échelles régionale et globale (Justice *et al.*, 1998 ; Pena-Arancibia *et al.*, 2016).

## ⏩ Quelle variable à quelle longueur d’onde ?

Les capteurs illustrés dans la figure 10.1 relèvent des mesures dans des bandes spectrales variées. Différentes informations sont collectées sur les caractéristiques des surfaces du sol (tableau 10.1).

5. https ://spaceflightnow.com/soyuz/vs07/images/airbus_infographic.jpg [consulté le 31/01/2020).
6. www.usgs.gov/land-resources/nli/landsat.

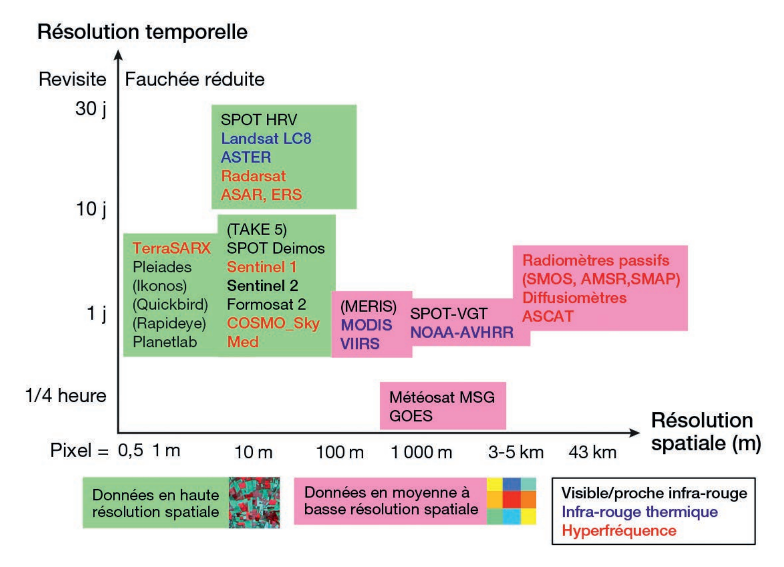



**Figure 10.1.** Classement des capteurs satellitaires les plus fréquemment utilisés dans le domaine agricole en fonction de leurs résolutions spatiale (taille du pixel en abscisse) et temporelle (temps de revisite en ordonnée).

Les capteurs ayant des bandes spectrales dans l'infrarouge thermique sont en bleu et dans les hyperfréquences en rouge. Les capteurs en noir couvrent le domaine optique jusqu'au moyen infrarouge pour certains (IR – infrarouge). Les capteurs notés entre parenthèses ont terminé leurs missions, mais leurs historiques d'images sont encore exploitables.

Dans le domaine des longueurs d'onde du visible et du proche infrarouge, le capteur mesure l'énergie solaire réfléchie par la surface terrestre dans la direction du capteur. La signature spectrale de la végétation verte se distingue nettement par une absorption du signal mesuré dans le rouge et une forte réflectance dans le proche infrarouge. Ce domaine optique est le plus souvent utilisé pour cartographier les cultures et suivre leurs stades phénologiques par l'estimation des variables biophysiques telles que l'indice foliaire (LAI) et la fraction de végétation (fCover). À présent, les méthodes proposées sont relativement robustes et opérationnelles à différentes résolutions spatiales. Ce domaine spectral permet également de bien distinguer les surfaces enneigées, de délimiter les lacs et les grandes retenues d'eau.

Le domaine spectral de l'infrarouge thermique permet d'accéder à la température de surface, qui est indirectement liée au statut hydrique des surfaces. Différentes approches de modélisation sont basées sur l'utilisation de ces données thermiques combinées à des données optiques pour estimer l'évapotranspiration des surfaces.

Le domaine des micro-ondes passives et actives permet d'accéder à la température de brillance et au coefficient de rétrodiffusion, variables sensibles aux propriétés diélectriques des surfaces. Ces propriétés sont principalement gouvernées par le contenu en eau de la végétation ou des premiers centimètres du sol et par ses propriétés structurales (rugosité du sol, densité et géométrie du couvert végétal). Des cartes d'humidité de la couche superficielle du sol, les cinq premiers centimètres environ, sont disponibles sur tout le globe tous les trois jours depuis 2010. Elles sont dérivées des données Smos (pixel de 43 km) ou issues de Smap (résolution

de 40 km à 9 km depuis 2015). L'interprétation du signal est rarement directe et passe par divers traitements. Par ailleurs, la résolution spatiale reste encore très large. Des algorithmes de désagrégation ont été développés en s'appuyant sur l'utilisation combinée de données optiques acquises à plus fine résolution pour obtenir des informations à plus fine échelle spatiale (Merlin *et al.*, 2013). Un des principaux avantages du domaine des micro-ondes est qu'il permet d'obtenir des images, même lorsque le temps est couvert. Jusqu'en 2017, une difficulté était la faible résolution spatiale de la plupart des produits d'humidité de surface. Elle est en passe d'être comblée avec l'arrivée de Sentinel 1 depuis 2015. De plus, l'exploitation du contraste de rugosité entre les surfaces naturelles et les surfaces en eau permet d'estimer les surfaces d'eau libre, notamment les surfaces inondées pendant une crue.

Enfin, certains radars à visée verticale tels que les altimètres permettent de mesurer le niveau d'eau des rivières et des lacs.

**Tableau 10.1.** Synthèse des principales variables dérivées des données de télédétection et des produits opérationnels les plus couramment utilisés.

| Domaine spectral (intervalle spectral) / Variable estimée | Visible-proche infrarouge (0,4-1,5 µm) Référence | Infrarouge thermique (3-15 µm) Référence | Micro-ondes passives (1 mm-1 m) Référence | Micro-ondes actives (1 mm-1 m) Référence | Produits opérationnels (résolution spatiale et temporelle) |
|---|---|---|---|---|---|
| Occupation de surface | ++++ (Inglada *et al.*, 2015) | | ++ | + | France : 17 classes 1 carte/an sous Theia à 20 m) Global : Modis MCD12Q1 (17 classes, à 500 m, 1 carte/an) |
| Structure végétation (LAI, fCover, FAPAR) | ++++ (Baret *et al.*, 2007) | + | + | + | Global : MOD15A-Myda Global : MCDA (500 m/8 j) |
| Albédo | +++ (Schaaf *et al.*, 2002) | | | | Global : MDC43A (500 m/j) |
| Contenu en eau de la végétation | ++ (Zhang *et al.*, 2018) | ++ | ++ | ++ | |
| Température de surface Emissivité | | ++++ (Mira *et al.*, 2014) | + | + | Landsat products : LST-LC8 (60 m/16 j minimum) LC8-LST Aster (90 m) Global : MOD11 (1 km/j) |
| Humidité du sol | ++ (Zhang et Zhou, 2016) | +++ (Mohanty *et al.*, 2017 ; Zhang et Zhou, 2016) | ++++ (Brocca *et al.*, 2017 ; Wigneron *et al.*, 1998 ; McCabe *et al.*, 2017 ; Srivastava, 2017) | +++ (El Hajj *et al.*, 2014, 2017 ; Baghdadi et Zribi, 2017) | Global : Smap (40 km/3j) Global : Catds-Smos (43 km/3j) Sentinel 1 Occitanie Theia (10 m/6j) |

| Domaine spectral (intervalle spectral) / Variable estimée | Visible-proche infrarouge (0,4-1,5 µm) Référence | Infrarouge thermique (3-15 µm) Référence | Micro-ondes passives (1 mm-1 m) Référence | Micro-ondes actives (1 mm-1 m) Référence | Produits opérationnels (résolution spatiale et temporelle) |
|---|---|---|---|---|---|
| Rugosité du sol | ++ (Begue *et al.*, 2018) | + | +++ | ++ | Global : Smos products (25 km, 1 carte/an) |
| Texture sol | ++ | | | | Global soil mapping |
| Réserve utile en eau du sol | ++ (Sreelash *et al.*, 2017) | | ++ | | |
| Surfaces irriguées | ++ (Ozdogan *et al.*, 2010) | ++ | ++ (Ferrant *et al.*, 2017) | ++ | Global : produit Giam (10 km) |
| Précipitation | + | ++ | +++ | +++ | TRMM, GPM products toutes les 3 h |
| Évapotranspiration | ++ (Glenn *et al.*, 2010) | +++ (Courault *et al.*, 2005, Kalma *et al.*, 2008 | | | MOD16 (1 km/16 jours) Wapor (Afrique) EEFlux (États-Unis) |
| Indices de stress hydrique | ++ (Baret et Guerif, 2006 ; Svoboda et Fuchs, 2016) | +++ (Khanal *et al.*, 2017 ; Maes et Steppe, 2012) | ++ | ++ | L4SDI Smos Drought index (km) http ://osr-cesbio.ups-tlse.fr/medi/ |
| Inondations, crues | +++ http ://sertit.u-strasbg.fr/RMS/ | | +++ (Wang et Xie, 2018) | +++ | Global : Smos_Grace products |
| Couverture neigeuse | +++ (Masson *et al.*, 2018 ; Gascoin *et al.*, 2018) | +++ | + | + | Global : Modis Moda (250 m) France : Sentinel 2, 20 m/5j |
| Retenues, lacs | ++ | + | +++ | ++ | Global : ERS/Topex Envisat/1-30 j |

Le nombre de plus (+) correspond au degré d'opérationnalité et de précision des algorithmes permettant d'estimer la variable, j correspond à jour et h à heure.
De nombreux produits sont accessibles gratuitement *via* différents portails dont Theia, ou pour des produits à l'échelle globale *via* https ://lpdaac.usgs.gov/dataset_discovery/modis/modis_products_table
FAPAR : fraction de rayonnement absorbé par la plante photosynthétiquement active
Emissivité : capacité d'une surface à absorber et à émettre l'énergie rayonnée.

À noter que dans le tableau 10.1, certaines variables n'ont pas encore de production opérationnelle en accès libre, la réserve utile des sols par exemple. Toutefois, des méthodes sont proposées dans la littérature pour l'estimer de façon indirecte en combinant les données optiques et les données micro-ondes (Sreelash *et al.*, 2017)[7].

7. Voir aussi les résultats du projet ANR RUEdesSOLS à www.researchgate.net/project/RUEdesSOLS-Available-Water-Capacity-of-Soils.

## ⏩ Méthodes et outils pour la gestion de l'eau

Pour que les données de télédétection contribuent de manière opérationnelle à la gestion de l'eau, plusieurs méthodes et outils ont été développés. Les méthodes dites « d'assimilation de données de télédétection » tiennent une place particulière. En effet, elles permettent de réduire, au moyen d'ajustement de variables ou de paramètres, la distance entre la valeur simulée par un modèle de fonctionnement et la valeur mesurée *in situ* ou par satellite.

Parmi ces méthodes, on peut définir :
– le forçage. Cette méthode consiste à alimenter en entrée le modèle avec des données de télédétection ;
– la calibration. Il s'agit dans ce cas d'ajuster, sur une période donnée, certains paramètres constants du modèle de fonctionnement qui sont généralement difficiles à mesurer ;
– le contrôle ou l'estimation optimale. Cette méthode consiste à ajuster conjointement à un instant donné ou pour une période donnée les variables d'état et les paramètres du modèle de fonctionnement de ces variables. Cette approche regroupe différentes techniques qui requièrent des temps de calcul pouvant être importants, parmi lesquelles les méthodes d'assimilation variationnelles (3D-4DVar), les filtres particulaires ou de Kalman ou ensemblistes (Scholze *et al.*, 2017).

Le forçage et la calibration sont utilisés de manière opérationnelle ou quasi opérationnelle, comme l'illustrent les exemples présentés ci-après : forçage pour l'estimation de l'évapotranspiration et calibration pour l'estimation du coefficient cultural. Les approches de contrôle optimal restent encore du domaine de la recherche pour un suivi opérationnel à l'échelle de la parcelle agricole.

### Estimation de l'évapotranspiration

L'évapotranspiration réelle (ETR) qui représente la consommation en eau réelle des plantes est l'une des variables clés pour le suivi du bilan hydrique des surfaces. L'ETR n'est pas directement observable par télédétection. Néanmoins, plusieurs variables régissant sa dynamique peuvent être déduites des signatures radiométriques des couverts. Le forçage et la calibration sont utilisés pour cartographier l'évapotranspiration à partir de données de télédétection, comme l'illustrent les deux approches suivantes qui se distinguent par le type de données requises (Chirouze *et al.*, 2014 ; Courault *et al.*, 2005 ; Kalma *et al.*, 2008).

Dans une première approche, des données thermiques et optiques sont utilisées en entrées de modèles pour simuler le bilan d'énergie de surface, dont l'ETR est une des sorties. Divers modèles permettent de reproduire les échanges entre le sol, la plante et l'atmosphère (Lagouarde *et al.*, 2017). Une chaîne de traitement Evaspa a été développée pour fournir des cartographies journalières d'ETR de résolution kilométrique à partir de données modis (Gallego-Elvira *et al.*, 2013). Cette chaîne regroupe différents modèles qui permettent d'associer une estimation d'erreur à chaque pixel. La chaîne fonctionne aussi avec des données à plus haute résolution (90 m) telles que Landsat (figure 10.2), mais dans ce cas elle ne délivre des images que tous les 16 jours au mieux lorsqu'il n'y a pas de nuages. Un projet franco-indien est à l'étude pour évaluer le lancement d'une nouvelle mission satellitaire à haute

résolution spatio-temporelle pour le suivi de l'environnement, Trishna, opérant notamment dans le domaine thermique en proposant un temps de revisite de trois jours à une résolution proche de 50 m (Lagouarde *et al.*, 2017).

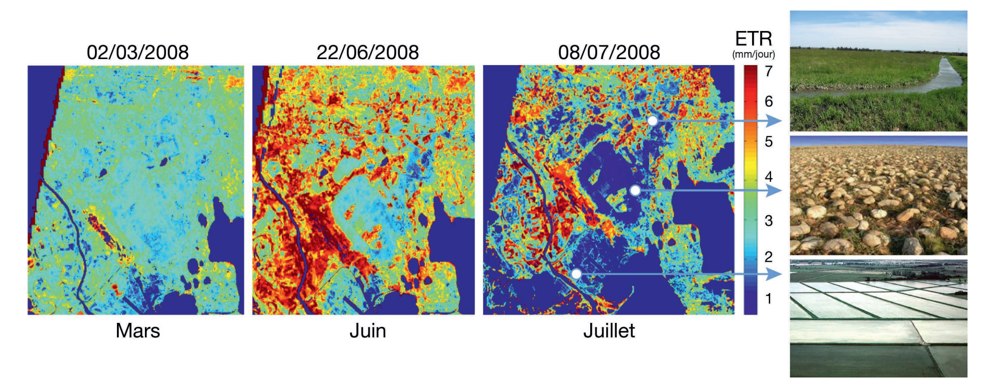



**Figure 10.2.** Cartographies d'évapotranspiration (exprimée en mm/jour) obtenues à partir de la chaîne de traitement Evaspa appliquée à des images Landsat-7 acquises sur la région Crau-Camargue en 2008 (Courault *et al.*, 2017).

Les fortes valeurs d'évapotranspiration correspondent aux prairies irriguées en gravitaire et aux rizières de Camargue, bien développées en juin-juillet. La zone centrale de l'image, correspondant à une steppe sèche montre des valeurs faibles d'évapotranspiration toute l'année.

Dans la seconde approche, l'estimation de l'évapotranspiration réelle est basée sur la résolution du bilan hydrique des couverts, dont les évolutions de certaines caractéristiques sont estimées par télédétection. Par exemple, l'ETR calculée suivant la méthode FAO-56 nécessite l'estimation d'un coefficient cultural. Ce coefficient peut être dérivé d'indices de végétation obtenus à partir de données optiques (Allen, 2000). Cette méthode a été appliquée avec succès dans de nombreux contextes grâce à sa simplicité de mise en œuvre (Er-Raki *et al.*, 2007 ; Ghaleb *et al.*, 2015 ; Saadi *et al.*, 2015).

## Estimation du stress hydrique et des surfaces irriguées

La détection des stress hydriques est cruciale pour les gestionnaires des ressources en eau. Plusieurs auteurs ont réalisé une revue des différents indices de sécheresse calculés à partir de données de télédétection (Hazaymeh et Hassan, 2016 ; Maes et Steppe, 2012). Beaucoup d'indices sont basés sur des écarts de température entre la surface et l'air, ou entre les zones sèches et humides. Certains s'appuient sur des produits opérationnels tels que la température de surface délivrée à partir de Landsat (LST-LC8 température de surface à 60 m de résolution) et Modis (produit MOD11 à 1 km). D'autres indices se basent sur les produits dérivés de Smos (Catds L4) cités dans le tableau 10.1. La principale limite reste toujours la résolution spatiale et temporelle des données thermiques qui n'est pas suffisamment fine pour la gestion de parcelles agricoles.

Pour les gestionnaires de l'eau en charge de la distribution de cette ressource sur de grands territoires, il est également important de connaître les surfaces irriguées. Actuellement, il n'existe pas de méthode opérationnelle qui délivre cette information à fine résolution chaque année. Le centre d'Expertise scientifique (CES) « surfaces

irriguées» proposé dans le pôle Theia regroupe diverses équipes de recherche. Le rôle de ces équipes est de développer des méthodes opérationnelles permettant de détecter les zones irriguées et d'évaluer leurs performances sur des régions et des pratiques d'irrigation différentes. Ainsi, les récents travaux de Ferrant *et al.* (2017) ont montré que pour cartographier les cultures irriguées en Inde, les performances étaient significativement améliorées lorsque l'on combinait les images radar et optiques de Sentinel 1 et de Sentinel 2, plutôt que de les considérer séparément dans un algorithme de classification de type RANDOM FOREST, basé sur des techniques d'apprentissage.

## Élaboration d'un outil d'aide à la décision pour la gestion de l'eau

Piloter l'irrigation d'une parcelle de blé en temps réel, en tenant compte du besoin réel de la plante estimé à partir de la télédétection, a été expérimenté par Le Page *et al.* (2014). Pour un pilotage à l'échelle d'un périmètre irrigué, les contraintes du réseau d'irrigation sont également prises en compte : structure, débit des canaux, personnel disponible et distances géographiques. Belaqziz *et al.* (2014) ont proposé une méthode de pilotage tenant compte de ces contraintes et visant à optimiser le tour d'eau, grâce à un indice de priorisation de l'irrigation (IPI). Cet indice évalue, pour chaque parcelle, si le moment auquel la parcelle est irriguée (au sein du tour d'eau) est adapté à son état de stress hydrique (Belaqziz *et al.*, 2013).

Le coefficient de stress hydrique de chaque parcelle est obtenu en utilisant le modèle de bilan hydrique SAMIR (Simonneaux *et al.*, 2009) calibré à partir de séries temporelles d'indices de végétation. Dans l'étude d'un périmètre irrigué au Maroc, cette méthode a permis de mieux cibler le moment opportun pour les parcelles (figure 10.3). Dans ce cas, l'utilisation des données de télédétection dans la prise de décision a conduit à une économie d'eau d'environ 25 %.

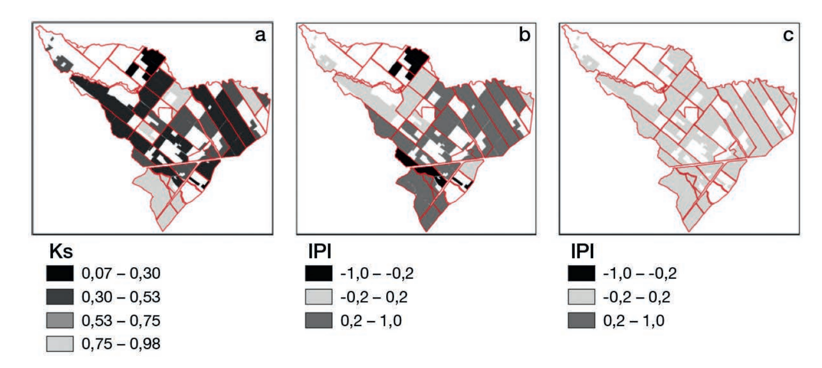



**Figure 10.3.** Cartographie du stress hydrique par télédétection et adaptation de l'irrigation.
Cette figure montre que la télédétection permet de (a) cartographier le stress hydrique des parcelles; (b) d'optimiser la configuration du tour d'eau pour passer d'une situation dans laquelle l'indice de priorisation de l'irrigation (IPI) met en évidence que de nombreuses parcelles ne sont pas irriguées au bon moment (valeurs d'IPI éloignées de zéro) à une situation (c) où toutes les parcelles sont irriguées à un moment adéquat (d'après Belaqziz *et al.*, 2014).

Ces travaux ont conduit au développement de l'application en ligne SAT-IRR[8] (*Satellitte for irrigation scheduling)* destinée à l'exploitant agricole. Cette application a pour

8. http ://osr-cesbio.ups-tlse.fr/Satirr

but d'estimer le bilan hydrique de parcelles irriguées quasiment en temps réel à partir des images Sentinel 2. L'objectif est de fournir quotidiennement un certain nombre d'informations essentielles des parcelles à chaque client :
– l'état de développement de la parcelle, notamment l'indice NDVI synthétisé à la parcelle, calculé à partir d'images satellitaires (Gao *et al.*, 2017);
– les mesures météorologiques de la station la plus proche;
– le cumul de degrés-jour depuis le démarrage de la saison agricole ou la date de semis pour les cultures annuelles;
– la prévision météorologique à huit jours;
– le bilan hydrique antérieur et futur de la parcelle en tenant compte des prévisions climatiques et la détection de stress conduisant à des alertes pour l'irrigation.

Pour les gestionnaires de l'eau, il est en outre essentiel de prévoir les apports d'eau aux parcelles. Cependant, cette information reste encore difficile à estimer précisément sur de grandes étendues. Les travaux de recherche actuels portent sur l'amélioration de l'estimation des apports en eau en utilisant, par exemple, la combinaison de données satellitaires acquises dans des domaines spectraux complémentaires, radar et optiques (Gao *et al.*, 2017), ou visible et moyen infrarouge (voir les projets de recherche cités sur le site Theia). Le domaine de l'optique permet de suivre l'évolution de la végétation. Le domaine du radar permet d'accéder à des informations sur l'humidité de surface et présente aussi l'intérêt d'obtenir des suivis de la surface, même lorsque la couverture nuageuse est importante (Fieuzal *et al.*, 2011; Gao *et al.*, 2017).

## ⏩ Conclusion

Ce qu'il faut retenir :
– une large panoplie de capteurs satellitaires est actuellement disponible. Les résolutions spatiales et temporelles de ces capteurs sont de plus en plus fines (Sentinel 1 et Sentinel 2) et compatibles pour un suivi des ressources aux résolutions de la parcelle et de l'exploitation agricole, ainsi que sur des étendues compatibles avec des approches ou problématiques régionales;
– la combinaison d'informations spectrales issues de différents domaines (optique, radar et thermique) semble prometteuse. À l'avenir, elle pourra apporter plus d'informations spatialisées aux gestionnaires de l'eau;
– des produits dérivés de ces images, tels que l'occupation du sol et des indices de végétation, sont fournis gratuitement de façon opérationnelle *via* différents portails web, dont le pôle Theia pour la France;
– des archives relativement longues permettent de calculer des anomalies et d'évaluer des tendances;
– l'utilisation de différents modèles d'estimation de l'évapotranspiration (par exemple, Evaspa) permet de cartographier les besoins en eau des cultures en y joignant une estimation de l'erreur associée;
– de nombreuses applications combinant images et modèles de fonctionnement ont été proposées dans la littérature pour aider au pilotage de l'irrigation. Parmi elles, l'outil Sat-irr peut aider à économiser des quantités d'eau significatives;
– les premières cartographies de l'humidité de surface obtenues à partir d'images radar Sentinel 1 sont disponibles sur quelques régions. La méthode reste à étendre et à évaluer sur l'ensemble de la France.

À présent, on arrive à bien suivre le développement des couverts à une résolution parcellaire, en particulier dans le domaine spectral de l'optique. Cependant, la cartographie des zones irriguées et l'estimation des volumes apportés par l'irrigation restent encore des sujets de recherche pour de nombreuses équipes.

## Références bibliographiques

Allen R.G., 2000. Using the FAO-56 dual crop coefficient method over an irrigated region as part of an evapotranspiration intercomparison study. *Journal of hydrology*, 229(1-2): 27-41.

Baghdadi N., Zribi M., 2017. Characterization of soil surface properties using radar remote sensing. *In:* Baghdadi N., Zribi M., (eds). *Land surface remote sensing in continental hydrology*. Amsterdam: Elsevier, 1-39.

Baret F., Guerif M., 2006. Remote detection and quantification of plant stress: opportunities remote sensing observations. *Comparative biochemistry and physiology a-molecular and integrative physiology*, 143(4): S148-S148.

Baret F., Hagolle O., Geiger B., Bicheron P., Miras B., Huc M., Berthelot B., Nino F., Weiss M., Samain O., Roujean J.L., Leroy M., 2007. LAI, FAPAR and fCover cyclopes global products derived from vegetation. Part I. Principles of the algorithm. *Remote sensing of environment*, 110(3): 275-286.

Begue A., Arvor D., Bellon B., Betbeder J., De Abelleyra D., Ferraz R.P.D., Lebourgeois V., Lelong C., Simoes M., Veron S.R., 2018. Remote sensing and cropping practices: a review. *Remote sensing*, 10(1).

Belaqziz S., Khabba S., Er-Raki S., Jarlan L., Le Page M., Kharrou M.H., El Adnani M., Chehbouni A., 2013. A new irrigation priority index based on remote sensing data for assessing the networks irrigation scheduling. *Agricultural water management*, 119: 1-9.

Belaqziz S., Mangiarotti S., Le Page M., Khabba S., Er-Raki S., Agouti T., Drapeau L., Kharrou M.H., El Adnani M., Jarlan L., 2014. Irrigation scheduling of a classical gravity network based on the covariance matrix adaptation: evolutionary strategy algorithm. *Computers and electronics in agriculture*, 102: 64-72.

Brocca L., Crow W.T., Ciabatta L., Massari C., De Rosnay P., Enenkel M., Hahn S., Amarnath G., Camici S., Tarpanelli A., Wagner W., 2017. A Review of the applications of Ascat soil moisture products. *IEEE Journal of selected topics in applied earth observations and remote sensing*, 10(5): 2285-2306.

Chirouze J., Boulet G., Jarlan L., Fieuzal R., Rodriguez J.C., Ezzahar J., Er-Raki S., Bigeard G., Merlin O., Garatuza-Payan J., Watts C., Chehbouni G., 2014. Intercomparison of four remote-sensing-based energy balance methods to retrieve surface evapotranspiration and water stress of irrigated fields in semi-arid climate. *Hydrology and earth system sciences*, 18(3): 1165-1188.

Courault D., Seguin B., Olioso A., 2005. Review on estimation of evapotranspiration from remote sensing data: from empirical to numerical modeling approaches. *Irrigation and drainage systems*, 19(3/4): 223-249.

Courault D., Demarez V., Guérif M., Le Page M., Simonneaux V., Ferrant S., Veloso A., 2017. Fonctionnement des surfaces agricoles : apports de la télédétection. *In :* Baghdadi N., Zribi M. (eds). *Observation des surfaces continentales par télédétection. 1. Agriculture et forêt*. Londres : ISTE, (Système Terre-Environnement : Série Télédétection pour l'observation des surfaces continentales) 3 : 123-183.

El Hajj M., Baghdadi N., Belaud G., Zribi M., Cheviron B., Courault D., Charron F., Ieee, 2014. Soil moisture retrieval over grassland using x-band sar data. *In: 2014 IEEE International geoscience and remote sensing symposium*, 3638-3641.

Er-Raki S., Chehbouni A., Guemouria N., Duchemin B., Ezzahar J., Hadria R., 2007. Combining FAO-56 model and ground-based remote sensing to estimate water consumptions of wheat crops in a semi-arid region. *Agricultural water management*, 87(1): 41-54.

Ferrant S., Selles A., Le Page M., Herrault P.A., Pelletier C., Al-Bitar A., Mermoz S., Gascoin S., Bouvet A., Saqalli M., Dewandel B., Caballero Y., Ahmed S., Marechal J.C., Kerr Y., 2017.

Detection of irrigated crops from sentinel-1 and sentinel-2 data to estimate seasonal groundwater use in South India. *Remote sensing*, 9(11).

Fieuzal R., Duchemin B., Jarlan L., Zribi M., Baup F., Merlin O., Hagolle O., Garatuza-Payan J., 2011. Combined use of optical and radar satellite data for the monitoring of irrigation and soil moisture of wheat crops. *Hydrology and earth system sciences*, 15(4): 1117-1129.

Gallego-Elvira B., Olioso A., Mira M., Reyes-Castillo S., Boulet G., Marloie O., Garrigues S., Courault D., Weiss M., Chauvelon P., Boutron O., 2013. Evaspa (EVapotranspiration Assessment from SPAce) tool: an overview. *Four decades of progress in monitoring and modeling of processes in the soil-plant-atmosphere system: applications and challenges*, 19: 303-310.

Gao Q., Zribi M., Escorihuela M.J., Baghdadi N., 2017. Synergetic use of sentinel-1 and sentinel-2 data for soil moisture mapping at 100 m resolution. *Sensors*, 17(9).

Gascoin S., Deschamps-Berger C., Berthier E., Dumont M., Gutmann E., Deems J., 2018. Evaluation of Pleaides-derived snow height map using Airborne Snow Observatory data. In, *AGU Fall Meeting Abstracts.*

Ghaleb F., Mario M., Sandra A.N., 2015. Regional landsat-based drought monitoring from 1982 to 2014. *Climate*, 3(3): 563-577.

Glenn E.P., Nagler P.L., Huete A.R., 2010. Vegetation index methods for estimating evapotranspiration by remote sensing. *Surveys in geophysics*, 31(6): 531-555.

Hazaymeh K., Hassan Q.K., 2016. Remote sensing of agricultural drought monitoring: A state of art review. *Aims environmental science*, 3(4): 604-630.

Inglada J., Arias M., Tardy B., Hagolle O., Valero S., Morin D., Dedieu G., Sepulcre G., Bontemps S., Defourny P., Koetz B., 2015. Assessment of an operational system for crop type map production using high temporal and spatial resolution satellite optical imagery. *Remote sensing*, 7(9): 12356-12379.

Justice C.O., Vermote E., Townshend J.R.G., Defries R., Roy D.P., Hall D.K., Salomonson V.V., Privette J.L., Riggs G., Strahler A., Lucht W., Myneni R.B., Knyazikhin Y., Running S.W., Nemani R.R., Wan Z.M., Huete A.R., Van Leeuwen W., Wolfe R.E., Giglio L., Muller J.P., Lewis P., Barnsley M.J., 1998. The Moderate resolution imaging spectroradiometer (Modis): Land remote sensing for global change research. *IEEE Transactions on geoscience and remote sensing*, 36(4): 1228-1249.

Kalma J.D., Mcvicar T.R., Mccabe M.F., 2008. Estimating land surface evaporation: a review of methods using remotely sensed surface temperature data. *Surveys in geophysics*, 29(4-5): 421-469.

Khanal S., Fulton J., Shearer S., 2017. An overview of current and potential applications of thermal remote sensing in precision agriculture. *Computers and electronics in agriculture*, 139: 22-32.

Lacaze R., Smets B., Baret F., Weiss M., Ramon D., Montersleet B., Wandrebeck L., Calvet J.C., Roujean J.L., Camacho F., 2015. Operational biophysical products of the copernicus global land service for agriculture monitoring. *In:* Schreier G., Skrovseth P.E., Staudenrausch H., (eds). *36th International symposium on remote sensing of environment*. Göttingen: Copernicus Gesellschaft, 53-56.

Lagouarde J.P., Boulet G., Olioso A., Merlin O., Simonneaux V., Rivalland V., Roujean J.L., Hagolle O., Demarty J., Kerr Y., Bégué A., 2017. *L'apport des données spatiales pour la gestion de l'eau en agriculture : vers une mission IRT nouvelle*. Présentation orale, 2e colloque Tosca, Paris, 21-22 mars 2017. www.tosca2017.fr/programme/index.html.

Le Page M., Berjamy B., Fakir Y., Bourgin F., Jarlan L., Abourida A., Benrhanem M., Jacob G., Huber M., Sghrer F., Simonneaux V., Chehbouni G., 2012. An Integrated DSS for groundwater management based on remote sensing. The Case of a semi-arid aquifer in Morocco. *Water resources management*, 26(11): 3209-3230.

Le Page M., Toumi J., Khabba S., Hagolle O., Tavernier A., Kharrou M.H., Er-Raki S., Huc M., Kasbani M., El Moutamanni A., Yousfi M., Jarlan L., 2014. A life-size and near real-time test of irrigation scheduling with a sentinel-2 like time series (Spot4-Take5) in Morocco. *Remote sensing*, 6(11): 11182-11203.

Maes W.H., Steppe K., 2012. Estimating evapotranspiration and drought stress with ground-based thermal remote sensing in agriculture: a review. *Journal of experimental botany*, 63(13): 4671-4712.

Masson T., Dumont M., Dalla Mura M., Sirguey P., Gascoin S., Dedieu J.P., Chanussot J., 2018. An assessment of existing methodologies to retrieve snow cover fraction from Modis data. *Remote sensing*, 10(4).

McCabe M.F., Rodell M., Alsdorf D.E., Gonzalez Miralles D., Uijlenhoet R., Wagner W., Lucieer A., Houborg R., Verhoest N., Franz T.E., 2017. The future of earth observation in hydrology. *Hydrology and earth system sciences*, 21 (7), 3879-3914.

Merlin O., Escorihuela M.J., Mayoral M.A., Hagolle O., Al Bitar A., Kerr Y., 2013. Self-calibrated evaporation-based disaggregation of SMOS soil moisture: An evaluation study at 3 km and 100 m resolution in Catalunya, Spain. *Remote sensing of environment*, 130: 25-38.

Mira M., Olioso A., Rivalland V., Courault D., Marloie O., Guillevic P., IEEE, 2014. Quantifying uncertainties in land surface temperature due to atmospheric correction: application to landsat-7 data over a mediterranean agricultural region. *In: 2014 IEEE International geoscience and remote sensing symposium*, 2375-2378.

Mohanty B.P., Cosh M.H., Lakshmi V., Montzka C., 2017. Soil moisture remote sensing: state-of-the-science. *Vadose zone journal*, 16(1).

Ozdogan M., Yang Y., Allez G., Cervantes C., 2010. Remote sensing of irrigated agriculture: opportunities and challenges. *Remote sensing*, 2(9): 2274-2304.

Pena-Arancibia J.L., Mainuddin M., Kirby J.M., Chiew F.H.S., McVicar T.R., Vaze J., 2016. Assessing irrigated agriculture's surface water and groundwater consumption by combining satellite remote sensing and hydrologic modelling. *Science of the total environment*, 542: 372-382.

Saadi S., Simonneaux V., Boulet G., Raimbault B., Mougenot B., Fanise P., Ayari H., Lili-Chabaane Z., 2015. Monitoring irrigation consumption using high resolution NDVI image time series: calibration and validation in the Kairouan plain (Tunisia). *Remote sensing*, 7(10): 13005-13028.

Schaaf C.B., Gao F., Strahler A.H., Lucht W., Li X., Tsang T., Strugnell N.C., Zhang X., Jin Y., Muller J.P., Lewis P., Barnsley M., Hobson P., Disney M., Roberts G., Dunderdale M., Doll C., D'Entremont R.P., Hu B., Liang S., Privette J.L., Roy D., 2002. First operational BRDF, albedo nadir reflectance products from Modis. *Remote sensing of environment*, 83(1-2): 135-148.

Scholze M., Buchwitz M., Dorigo W., Guanter L., Shaun Q.G., 2017. Reviews and syntheses: systematic earth observations for use in terrestrial carbon cycle data assimilation systems. *Biogeosciences*, 14(14) : 3401-3429.

Simonneaux V., Lepage M., Helson D., Metral J., Thomas S., Duchemin B., Cherkaoui M., Kharrou H., Berjami B., Chehbouni A., 2009. Spatialized estimates of evapotranspiration of irrigated crops using remote sensing: application to irrigation management in the Haouz plain (Marrakech, Morocco). *Sécheresse*, 20 (1): 123-130.

Sreelash K., Buis S., Sekhar M., Ruiz L., Tomer S.K., Guerif M., 2017. Estimation of available water capacity components of two-layered soils using crop model inversion: effect of crop type and water regime. *Journal of hydrology*, 546: 166-178.

Srivastava P.K., 2017. Satellite Soil Moisture: Review of Theory and Applications in Water Resources. *Water Resources Management*, 31 10 : 3161-3176.

Svoboda M., Fuchs B., 2016. *Handbook of drought indicators and indices*. Geneva: World meteorological organization, Global water partnership, (coll. Integrated drought management tools and guidelines series 2), 45 p.

Wang X.W., Xie H.J., 2018. A Review on applications of remote sensing and geographic information systems (GIS) in water resources and flood risk management. *Water*, 10(5).

Zhang C., Liu J.G., Shang J.L., Cai H.J., 2018. Capability of crop water content for revealing variability of winter wheat grain yield and soil moisture under limited irrigation. *Science of the total environment*, 631-632: 677-687.

Zhang D.J., Zhou G.Q., 2016. Estimation of soil moisture from optical and thermal remote sensing: a review. *Sensors*, 16(8).

Chapitre 11

# La modélisation biophysique intégrée du bassin versant pour la gestion de l'eau

Jérôme Molénat, Patrick Durand, Stéphane Ruy,
Delphine Leenhardt et Marc Voltz

## ▸▸ Intérêt de la modélisation en gestion de l'eau

La modélisation biophysique intégrée correspond à la représentation numérique d'un ensemble de processus biophysiques relatifs au cycle de l'eau et des éléments chimiques (pesticides, nutriments) intervenant dans les compartiments hydrologiques (sol, aquifère, rivière, atmosphère, couvert végétal). La modélisation biophysique intégrée constitue un outil pour diagnostiquer l'état de la ressource en eau dans un territoire et pour prédire l'impact d'actions de gestion et de changements subis par le territoire sur cette ressource (modification de l'occupation du sol, changement de climat). Composante importante des démarches de gestion de l'eau, le diagnostic comprend la quantification des flux hydrologiques et des usages de l'eau en jeu dans les territoires. Les flux d'eau et des matières associées à l'eau gouvernent l'état des différents compartiments hydrologiques (rivière, sol, aquifère, atmosphère, couvert végétal) et les interactions entre ces compartiments, comme par exemple les échanges entre nappe et rivière. Une autre composante de la gestion de l'eau est d'analyser les impacts des activités humaines et des actions de gestion sur la ressource en eau. La prédiction doit porter non seulement sur le sens de l'évolution de la ressource en eau sous l'effet d'un changement subi (climat) ou décidé (pratiques agricoles, infrastructures paysagères), mais également sur l'intensité de cette évolution. La prédiction doit également être systémique, en prenant en considération l'ensemble des impacts potentiels, que ce soient les impacts prioritairement visés par le gestionnaire (réduction du risque d'inondation, amélioration de l'état des milieux aquatiques) ou les impacts secondaires, positifs ou négatifs. La prédiction doit donc être multicritère et concerner différents flux et variables associés à l'état de la ressource en eau.

Diagnostic de la ressource et prédiction des impacts pourraient s'appuyer sur des approches mobilisant des connaissances expertes ou empiriques. Par exemple, nous pouvons affirmer avec une certaine confiance qu'une réduction massive de la fertilisation azotée dans un bassin versant agricole réduit à terme le risque de contamination de l'eau par les nitrates. Toutefois, il est plus difficile de chiffrer, sur la base d'une connaissance experte et empirique, le taux et la vitesse de réduction de la

concentration en nitrates de la nappe ou la rivière. Il sera aussi peu trivial de chiffrer l'impact dans le cas où cette action de réduction de fertilisation est circonscrite à une zone du bassin versant. De façon générale, sans modélisation, les résultats d'expériences antérieures issues des territoires donnés sont difficiles à extrapoler de façon quantitative, la relation de cause à effet entre l'action et son impact sur la ressource en eau faisant intervenir de nombreux facteurs biophysiques, comme les processus hydrologiques et biogéochimiques, et de nombreuses propriétés du milieu, comme le sol, le relief, la lithologie et l'occupation du sol. Or ces facteurs et propriétés sont souvent variables dans l'espace, étant très différents d'un bassin versant à un autre, et parfois non constants au cours du temps. La modélisation biophysique intégrée est alors la principale approche pour disposer d'une information quantitative sur l'état de la ressource en eau, sur les flux d'eau et de matières associées relatifs à cet état. Cette approche permet aussi d'étudier l'impact d'un changement sur le territoire, qu'il corresponde à une action de gestion ou pas. Le modèle produit une information quantifiée (chiffrée), empreinte d'une incertitude. Cette information aide les acteurs impliqués dans la gestion et la décision à analyser objectivement et de façon partagée différentes options de gestion et à en évaluer leur efficacité. Le résultat d'un modèle ne constitue donc pas une décision mais une information utile à la prise de décision.

## ⏩ Comment utiliser un modèle biophysique intégré pour la gestion de l'eau?

Les modèles sont des représentations simplifiées de la réalité. Initialement, objet scientifique intermédiaire entre le monde de la réalité et celui de la théorie, le modèle offre donc un peu des possibilités de ces deux mondes. Il représente mathématiquement et numériquement des processus hydrologiques, biologiques et/ou physico-chimiques à l'origine des flux d'eau et des matières associés, les interactions et les relations entre ces processus eux-mêmes et entre ces processus et les propriétés des composantes naturelles et anthropiques du bassin versant. En représentant le bassin versant par des équations traduites ensuite en lignes de code informatique, on peut confronter notre vision théorique à l'observation des faits. Le modèle permet aussi d'explorer et de manipuler virtuellement la réalité, et c'est en cela qu'il est utilisé pour la gestion de l'eau. La prise de décision peut être éclairée par la simulation de scénarios d'exploration s'affranchissant du passé et de l'avenir probable (Baillieux *et al.*, 2015), en testant *ex ante* l'effet possible de certaines réglementations, mais aussi en utilisant le modèle pour matérialiser l'effet négatif d'une dérive possible (scénario « repoussoir »). Enfin, dans certains cas, on peut aller jusqu'à concevoir le type d'actions pour atteindre un objectif qu'on se donne. Ainsi, une fois le modèle validé, on peut voyager dans l'espace et dans le temps pour répondre à des questions essentielles pour la compréhension du système qu'on étudie :

– Quels sont les flux et l'état actuel de la ressource en eau dans les différents compartiments du bassin versant ?

– Quels enchaînements et combinaisons de processus, de changements des conditions externes ou internes, ont produit l'état présent de la ressource dans un bassin versant ?

– Comment le bassin versant évoluera-t-il si les conditions externes ou internes changent ?

Pour qu'un modèle puisse valablement remplir ces fonctions, il doit satisfaire à de nombreuses conditions, concernant notamment :
– le domaine de validité. Il doit être clairement défini, et suffisamment large pour englober les cas à explorer. Ainsi, un modèle développé pour un climat tempéré pourrait ne pas représenter correctement un scénario où des sécheresses sévères apparaîtraient ;
– l'applicabilité. En utilisation opérationnelle, il faut souvent être capable d'appliquer le modèle à des cas nouveaux, souvent mal renseignés et avec un coût raisonnable ; la disponibilité des données, l'expertise de l'opérateur et le temps de calcul sont des facteurs importants à prendre en compte ;
– la transparence. Pour que les résultats de la modélisation soient facilement appropriables par les acteurs, il faut que ceux-ci puissent comprendre *a minima* le principe du modèle, ce qu'il prend et ne prend pas en compte, comment il traduit les questions opérationnelles, et le type de réponse qu'il peut apporter.

## ⏩ Quels processus doit-on prendre en compte dans un modèle biophysique?

Un modèle représente des processus biophysiques relatifs au cycle de l'eau et des éléments chimiques (pesticides, nutriments). Les processus et leur mode de représentation diffèrent d'un modèle à l'autre. Il existe une multitude de modèles biophysiques potentiellement mobilisables pour la gestion de l'eau, de telle sorte qu'il est impossible d'en faire ici une liste exhaustive et critique. Chaque modèle a le plus souvent été développé, testé et validé pour une application à un contexte environnemental donné (Hingray *et al.,* 2014). Ce faisant, il intègre implicitement des choix raisonnés de compartiments et de processus prépondérants dans le fonctionnement hydrologique du bassin versant. L'analyse du fonctionnement hydrologique et biogéochimique du bassin versant, c'est-à-dire l'identification des principaux processus impliqués dans ce fonctionnement et des compartiments hydrologiques associés, est une étape préalable à la modélisation. Le choix du modèle biophysique peut alors être raisonné sur la base de l'adéquation entre les processus représentés dans le modèle et les principaux processus hydrologiques et biogéochimiques à l'œuvre dans le bassin versant d'étude. Nous décrivons ici succinctement les processus hydrologiques, biologiques et biogéochimiques potentiellement en jeu dans un bassin versant, ainsi que les propriétés des bassins versants et des compartiments hydrologiques importantes vis-à-vis de ces processus.

### Processus hydrologiques

À l'interface du sol, du couvert végétal et de l'atmosphère, trois processus hydrologiques contrôlent le devenir de l'eau : l'interception, l'évaporation et la transpiration végétale. L'interception représente la fraction de la pluie stockée dans les parties aériennes des végétaux (feuilles, branches, tiges, tronc) avant qu'elle n'atteigne le sol. Elle peut représenter une part significative d'une pluie ou d'une irrigation. L'évapotranspiration est le transfert de l'eau sous forme gazeuse du sol vers l'atmosphère ; pour les surfaces cultivées, elle intègre la transpiration des végétaux et l'évaporation directe du sol et de l'eau stockée à la surface des parties aériennes des végétaux.

Le ruissellement à la surface du sol, l'infiltration dans le sol, la percolation en profondeur sont des processus moteurs dans la redistribution latérale et verticale de l'eau dans un bassin versant. Le taux d'infiltration dépend de l'état hydrique du sol et de ses propriétés hydrodynamiques (comme la conductivité hydraulique) qui, dans le cas des sols agricoles, dépendent en partie des pratiques d'entretien du sol. Il est à noter que l'infiltration peut être diffuse quand elle concerne un large espace, comme l'infiltration à travers le sol d'une parcelle, ou concentrée quand elle est localisée dans l'espace, comme l'infiltration à travers un fossé. La vitesse et la direction du ruissellement sont fonction de la topographie et de la rugosité de la surface du sol, elles dépendent donc également des pratiques agricoles.

Les écoulements au sein des nappes dépendent des propriétés hydrauliques de l'aquifère (conductivité hydraulique, porosité, épaisseur). Dans certaines régions, notamment les régions sur socle comme le Massif armoricain, des nappes peuvent se former à faible profondeur et affleurer sur des zones du bassin versant, appelées surfaces saturées, qui vont ensuite favoriser le ruissellement. Le débit des rivières est modélisé comme la somme du ruissellement de surface et des échanges d'eau entre la nappe et la rivière. Le transfert d'eau dans le réseau hydrographique est un processus à prendre en compte dans le cas des grands bassins versants.

## Processus biogéochimiques

Le cycle biogéochimique des nutriments (carbone, azote, phosphore, ...) et la dynamique des pesticides à l'échelle d'un bassin versant dépendent à la fois de processus de transformations chimiques et physico-chimiques (dégradation microbiologique, sorption, hydrolyse, ...) et de processus hydrologiques de transport. Le sol est un compartiment clé pour les processus de transformations de beaucoup d'éléments (azote, carbone, phosphore, pesticides, ...). Par conséquent, la plupart des modèles biogéochimiques représente donc, plus ou moins finement, ces processus dans le sol. La différence entre les modèles tient dans la prise en compte ou non de processus de transformation dans les autres compartiments hydrologiques (aquifère, rivière).

À titre d'exemple, la rétention et la dégradation des pesticides dans le réseau hydrographique ou la dénitrification (réduction du nitrate en azote gazeux) dans la nappe peuvent constituer, pour certaines applications, des processus clés que le modèle doit représenter. S'agissant des processus hydrologiques de transport des éléments, il est important de bien comprendre qu'un processus hydrologique impliquant un faible flux d'eau dans le bassin versant peut être déterminant pour le transport d'un élément. Par exemple, le ruissellement peut représenter une faible fraction des apports d'eau à la rivière et constituer le processus hydrologique majeur du transport d'un élément vers la rivière, comme dans le cas du phosphore. Le type d'infiltration (infiltration diffuse ou très concentrée dans l'espace) peut également être distingué ou pas selon l'élément chimique d'intérêt.

## Dynamique d'évolution des caractéristiques de surface des bassins versants

Les caractéristiques de surface des bassins versants (couvert végétal, topographie, propriétés de la couche de surface des sols) ont une importance majeure sur les flux hydrologiques, soit parce qu'elles représentent un facteur de contrôle des flux

comme dans le cas des propriétés d'infiltration du sol, soit parce qu'elles sont à l'origine de certains flux, comme dans le cas des végétaux et de leur flux de transpiration. Dans les bassins versants agricoles, les caractéristiques de surface subissent des modifications particulièrement prononcées et fréquentes, en lien avec les pratiques agricoles dont les effets s'additionnent aux facteurs naturels d'évolution tels que la dynamique saisonnière des couverts végétaux ou les changements de structure porale du sol avec les cycles de dessiccation-humectation. En conséquence, la modélisation biophysique intégrée doit prendre en compte l'évolution des caractéristiques de surface des bassins. Si les mécanismes d'évolution sont en interaction avec des processus hydrologiques, la modélisation biophysique doit en tenir compte, soit en les intégrant dans les processus qu'elle représente, soit par couplage avec une autre modélisation (voir plus loin la section « Intégration des caractéristiques de surface du bassin versant »). S'il y a peu ou pas d'interactions entre les processus hydrologiques et l'évolution des surfaces des bassins versants, la modélisation peut simplement considérer les évolutions comme une donnée d'entrée de la modélisation. On prend deux exemples dans ce qui suit.

Dans les bassins versants agricoles, la distribution spatiale et l'évolution temporelle des cultures et des actes techniques agricoles (semis ou plantation, traitements, irrigation, récolte…) sont des facteurs majeurs d'évolution des caractéristiques hydrologiques d'un bassin versant. Ils déterminent à la fois le cycle des couverts végétaux, les éventuels apports d'eau ou d'éléments potentiellement polluants, les propriétés de surface des sols ; ils dépendent également de la disponibilité en eau dans le sol. Distribution et évolution des occupations du sol et des actes techniques sont souvent des données d'entrée du modèle, déterminées à partir de données de télédétection ou de relevés de terrain ou encore, pour les actes techniques, d'expertise (voir chapitre 9) ; dans ce cas, elles ne sont pas supposées dépendre du fonctionnement du bassin versant. Si ces données dépendent du bassin versant, un couplage du modèle biophysique avec des modèles décisionnels ou des modèles de dynamique spatiale des cultures (voir chapitre 12) est à envisager.

Pour les couverts végétaux, une très forte interaction existe entre leur développement et l'évolution de la ressource en eau. D'une part, la croissance des couverts végétaux dépend de la disponibilité en eau du sol et de sa teneur en nutriments. D'autre part, les couverts végétaux, en interceptant, consommant ou transformant l'eau et les éléments chimiques, *via* l'interception foliaire, l'évapotranspiration, l'absorption foliaire ou racinaire et la restitution au sol, ont un effet direct sur la ressource en eau, dont l'intensité est variable selon le développement du couvert végétal. En modifiant les propriétés des sols par l'enracinement et l'apport de matières organiques, les couverts végétaux ont également un effet indirect sur les transferts d'eau et les processus biogéochimiques. Sauf pour des applications sur des échelles de temps très courtes, telles qu'un événement de crue, les modèles biophysiques de bassin versant agricole devront donc intégrer une représentation du développement des couverts cultivés en relation avec les itinéraires techniques agricoles et le fonctionnement hydrologique des sols du bassin. Ceci implique un couplage étroit entre les processus hydrologiques, biogéochimiques et les processus de croissance des cultures représentés dans les modèles de culture (encadré 11.1).

**Encadré 11.1. Modèles de croissance des cultures.**

Les modèles de croissance des cultures visent à prédire l’évolution de la culture du semis à la récolte sous l’influence d’une diversité de facteurs environnementaux et de gestion agronomique, dont la disponibilité en eau. Selon leur niveau de complexité, ils simulent une gamme plus ou moins étendue de processus. Parmi ceux-ci, on retrouve souvent les processus suivants :

– Le **développement phénologique** de la culture qui détermine les différents stades phénologiques de la culture dont certains sont plus sensibles que d’autres au stress hydrique ;
– La **croissance** de la biomasse et de la couverture foliaire à partir des facteurs climatiques (température, durée du jour) et des différents stress (hydriques, thermiques, nutritifs) subis par la culture ;
– le **bilan hydrique** de la culture, y compris le calcul du stock en eau du sol, pour identifier le niveau de stress hydrique subi par la culture au cours du temps ;
– **l’impact des interventions techniques** sur la croissance de la culture (par exemple, fauche, fertilisation) ou sur le bilan hydrique des sols (par exemple l’effet du labour, du mulch) ;
– l’élaboration du **rendement** en simulant de manière spécifique la croissance de l’organe récolté ou en appliquant un indice de récolte à la biomasse finale simulée.

Comme pour d’autres modélisations, les modèles de culture peuvent être différenciés selon qu’ils sont de nature empirique ou explicative et mécaniste (Wallach, 2006).

**Les modèles empiriques** sont basés sur des descriptions directes des données observées, exprimées sous forme d’équations de régression et utilisées pour une estimation simple des rendements des cultures. Basés sur une approche statistique, ils ne contiennent aucune information sur les mécanismes qui contrôlent les résultats.

En revanche, **les modèles mécanistes** expliquent non seulement les relations entre les paramètres météorologiques et les rendements des cultures, mais aussi les mécanismes qui contrôlent ces relations. Ils simulent entre autres la photosynthèse, les échanges gazeux entre le couvert et l’atmosphère, la phénologie, la dynamique de l’humidité et de la température du sol, la croissance de la biomasse et la formation du rendement en grains. Ces modèles nécessitent des données météorologiques (rayonnement, température, précipitation, etc.) mais aussi des paramètres décrivant les différents processus, les variétés de cultures, les conditions du sol, les pratiques de gestion, etc. Ces modèles permettent de prévoir quantitativement l’évolution des cultures sous différents aspects : surface foliaire, biomasse aérienne, biomasse racinaire, humidité du sol, rendement en grains, etc. Il existe une grande diversité de modèles mécanistes selon les options prises pour chacun des processus simulés et de leurs combinaisons selon le détail de représentation des impacts du système de culture (opérations d’entretien du sol, méthodes de protection phytosanitaire, fertilisation…) et selon le type et le nombre de cultures simulables.

Dans un cadre de gestion de l’eau, l’utilisation des modèles de culture peut avoir pour objectifs :

– le diagnostic de l’influence du niveau de disponibilité de la ressource en eau (capacité d’irrigation ou intensité et périodes d’occurrences de sècheresse, par exemple) sur les rendements des cultures ou de l’impact d’interventions culturales sur la genèse de la ressource en eau ;
– le pilotage optimal des montants et dates d’irrigation pour un objectif de production donné et/ou une disponibilité en eau potentielle ;
– la prospective de scénarios de gestion agronomique en simulant leur impact sur les flux hydrologiques et le rendement.

## ⏩ Quels modèles utiliser pour la gestion de l'eau?

La modélisation biophysique intégrée a connu un développement rapide ces deux dernières décennies, en réponse à l'importance croissante des enjeux relatifs à l'eau, et également en lien avec les progrès scientifiques en matière de connaissance du fonctionnement des bassins versants, et les progrès technologiques en informatique et en moyens de calcul. Les modèles biophysiques actuels diffèrent par leur structure, le degré d'intégration des processus, les relations entre variables d'entrée, de sortie et les paramètres, la résolution temporelle et la discrétisation spatiale, les données nécessaires, l'interfaçage proposé entre les utilisateurs et le modèle et enfin les possibilités de visualisation des données utilisées et simulées. Un gestionnaire des ressources en eau est donc confronté à la question du choix du modèle le plus adapté à son cas d'étude et à ses moyens.

Le choix du modèle doit d'abord reposer sur une analyse du fonctionnement hydrologique et biogéochimique du bassin versant et des principaux processus à l'origine de ce fonctionnement. Dans les territoires agricoles, la gestion de l'eau vise entre autres à raisonner le type, la distribution spatiale et la succession des cultures et des pratiques agricoles associées, ainsi que la gestion des aménagements paysagers. En réponse à cet objectif, les modèles biophysiques peuvent être distingués selon leur résolution spatiale entre modèles globaux, modèles distribués et modèles semi-distribués, et également en fonction du degré d'intégration des processus d'évolution des caractéristiques de surface des bassins versants. Enfin, dans un objectif d'opérationnalité du modèle, un critère de différenciation correspond aux données nécessaires et disponibles pour la mise en œuvre des simulations.

### Le modèle global

Dans le modèle global (figure 11.1), le bassin versant est représenté sous la forme d'une seule unité hydrologique, sans distinguer les éléments géomorphologique, géologique, pédologique, climatique et d'occupation du sol qui le composent, et sans prendre en compte la variabilité spatiale des processus hydrologiques et biogéochimiques au sein du bassin versant. Ce type de modèle a pour qualité de réduire la complexité du fonctionnement d'un bassin versant en considérant les principaux phénomènes (stockage, transfert, changement de phase, …) et les principaux compartiments hydrologiques (sol, rivière, …). Ce fonctionnement est le plus souvent modélisé sous la forme de réservoirs d'eau connectés les uns aux autres, chaque réservoir représentant un ou plusieurs des compartiments hydrologiques, ce qui est illustré par l'exemple de la famille des modèles du « Génie Rural Journalier » (GRJ) (Perrin *et al.,* 2003).

Un des intérêts du modèle global est d'estimer l'état de la ressource en eau globalisée à l'échelle du bassin versant, et les volumes et les flux hydrologiques (débit, évapotranspiration, recharge de nappe, …) ou hydrochimiques (concentration), qui contrôlent cet état. Le modèle global peut donc être mobilisé pour diagnostiquer l'état de la ressource en eau. Il peut être utilisé également pour prédire l'évolution de l'état de la ressource en fonction de la variabilité climatique sous l'hypothèse que l'occupation du sol reste relativement constante, c'est-à-dire si le bassin versant demeure dans l'état de référence ayant permis de paramétrer le modèle. Du fait

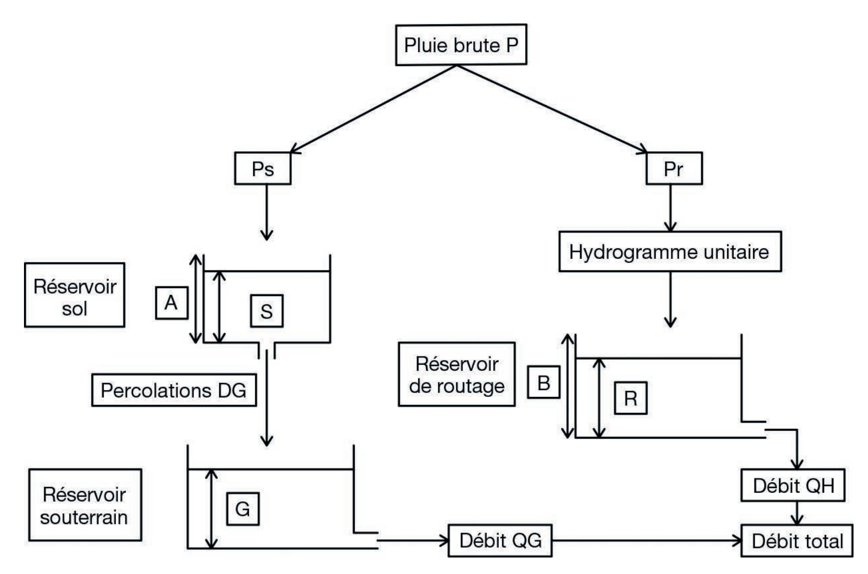



**Figure 11.1.** Exemple et structure d'un modèle global : le modèle GR5J (d'après Perrin, 2000).
GR5J est un modèle du Génie rural à 5 paramètres journaliers. C'est un modèle global utilisé pour la simulation du débit total à l'exutoire d'un bassin versant. À partir de la pluie (P), le modèle GR5J permet de simuler le débit total à l'exutoire du bassin versant. Le bassin versant est représenté sous la forme de réservoirs (sol noté A, routage noté B et souterrain). Des variables intermédiaires, comme le débit de base (QG) et le débit de ruissellement (QH) sont calculées par le modèle.

du nombre limité d'entités sur lesquelles portent les calculs, de la simplicité des relations mathématiques utilisées, et du nombre restreint de paramètres, les calculs sont généralement rapides et ne nécessitent pas d'infrastructures lourdes de calcul.

*A contrario*, fixer la valeur des paramètres nécessite de calibrer le modèle. La calibration consiste à déterminer la valeur du paramètre en ajustant les simulations aux observations sur une période donnée. La valeur d'un paramètre étant représentative de l'état de référence sur la période de calibration, le recours à un modèle global apparaît moins adapté pour la simulation d'états très différents de l'état de référence, par exemple pour la prédiction de l'impact sur la ressource en eau d'actions de gestion portant sur l'évolution spatiale ou temporelle, des systèmes de culture et l'installation d'aménagements (infrastructures hydrauliques). Certains de ces modèles globaux sont couramment utilisés dans les études de gestion de l'eau, comme par exemple le modèle GR4J dans les études de volumes prélevables (Perrin *et al.,* 2003).

## Le modèle distribué

Le modèle distribué (figure 11.2) repose sur une résolution fine de l'espace impliquant un découpage du bassin versant régulier :
– sous la forme d'un maillage carré comme dans le modèle TNT (Durand *et al.,* 2015) ;
– sous la forme d'un maillage irrégulier selon les éléments constitutifs du bassin versant (parcellaire, réseau hydrographique, relief), comme dans le modèle MHYDAS (Moussa *et al.,* 2002) ou SIM-CRAU (Olioso *et al.,* 2013).

Les calculs des variables d'état (débit, humidité, profondeur de nappe, ...) sont ensuite réalisés sur chaque élément (maille, couche, parcelle, bief, ...) produit par le découpage spatial.

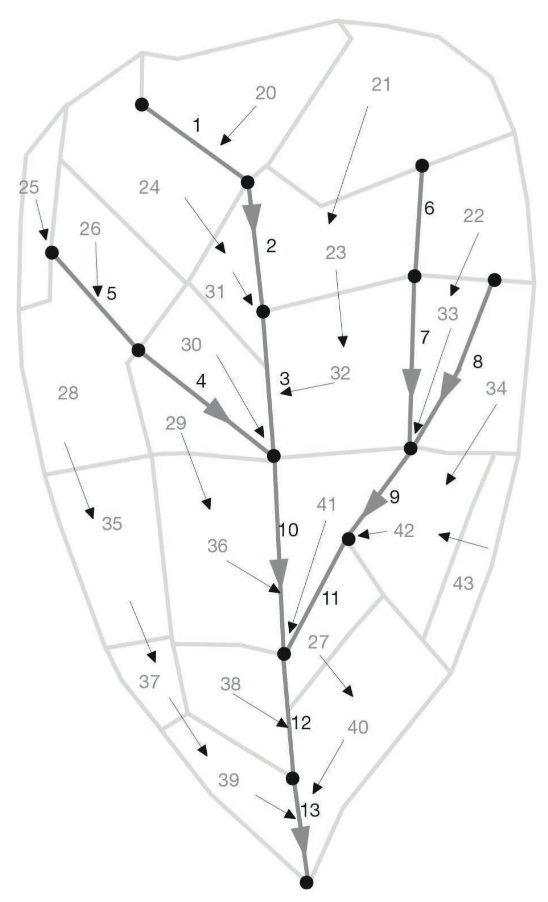



**Figure 11.2.** Exemple et structure d'un modèle distribué : Mhydas-Pesticides (Lagacherie *et al.,* 2010 ; Moussa *et al.,* 2002).

Mhydas-Pesticides est un modèle distribué simulant l'hydrologie des bassins versants agricoles. Le modèle représente le bassin versant en considérant les principaux objets et leurs liens. Les unités surfaciques (numérotées en gris) correspondent aux parcelles redécoupées éventuellement en fonction du sol et du relief. Les biefs du réseau hydrographique sont numérotés en noir. Les liens hydrologiques entre ces objets (flèches) sont établis sur la base de la topographie. À chaque objet du paysage correspond un champ d'attributs (pente, épaisseur du sol, ...). Chaque flux d'eau (ruissellement, évaporation, ...) est calculé pour chaque objet à partir des lois représentant le flux en question.

Le recours à un modèle distribué a un double intérêt vis-à-vis de la gestion de l'eau. Le premier est de pouvoir prédire l'impact de l'organisation spatiale et de l'évolution du parcellaire et des systèmes de culture, et également l'impact de distribution spatiale d'infrastructures paysagères (aménagements hydro-agricoles, zone humide, zone tampon). Le second intérêt est de disposer de prédictions à différentes échelles spatiales, à la fois de façon globale sur l'ensemble du bassin versant et localement à l'échelle de l'entité élémentaire de résolution spatiale du modèle.

Le modèle distribué répond donc particulièrement à des besoins d'ingénierie des paysages, pour lesquels il s'agit de concevoir des solutions agronomiques et de gestion paysagère. En prenant l'exemple de la contamination des eaux par une pollution diffuse d'origine agricole, un modèle distribué peut aider à raisonner spatialement l'implantation de zones tampons (bande enherbée, zone humide) ou prédire l'effet de modification de pratiques agricoles sur des parcelles identifiées à risque. La paramétrisation d'un modèle distribué requiert des données sur les propriétés des bassins versants et leur variabilité spatiale. Il y a quelques années, l'accès aux données constituait encore un frein à l'utilisation opérationnelle de modèles distribués, il s'est progressivement amélioré par le développement des bases de données sur les sols et les systèmes de culture (voir les chapitres 6, 7, 8 et 9). À défaut de données, la paramétrisation peut s'opérer par une opération de calibration. Cependant, la calibration se heurte assez rapidement à un problème d'équifinalité, c'est-à-dire d'une multiplicité de jeux de paramètres très différents aboutissant à la même simulation. Un modèle distribué nécessite également de disposer d'observations sur les variables d'état et les flux hydrologiques, pour la calibration et pour la validation du modèle.

### Le modèle semi-distribué

Le modèle semi-distribué (figure 11.3) représente le bassin versant sous la forme de plusieurs unités, le fonctionnement de chacune d'entre elles étant supposé homogène. Les processus hydrologiques sont simulés pour chacune des unités. À la différence du modèle distribué, les connexions hydrologiques entre ces unités ne sont pas prises en compte. La réponse globale du bassin versant est alors l'agrégation des réponses unitaires. Chaque unité correspond aux zones homogènes du bassin versant définies par rapports aux propriétés jugées clés dans le fonctionnement hydrologique, ces propriétés sont le plus souvent la topographie, le sol et l'occupation du sol.

Un modèle semi-distribué constitue une forme de compromis entre modèles global et distribué dans la mesure où il tente de simuler les principaux traits de la variabilité spatiale des processus hydrologiques, tout en intégrant une simplification de la variabilité spatiale des propriétés constitutives des bassins versants. Ce faisant, il constitue une approche adéquate pour prédire l'effet de l'organisation spatiale de l'occupation du sol à grande échelle. Ne prenant pas en compte au sein de chaque unité la localisation des éléments (parcelle, bief, …) d'un bassin versant, un modèle semi-distribué ne prend pas en compte les connexions entre ces objets. Il peut alors difficilement prédire l'impact de l'organisation spatiale des systèmes de culture et des aménagements paysagers (zone humide, bocage, …). Développé par l'USDA aux États-Unis, le modèle Swat est un des modèles semi-distribués les plus connus, aussi bien dans la communauté scientifique qu'auprès d'acteurs de la gestion de la ressource en eau (Arnold *et al.,* 1998). Cette large diffusion semble tenir autant de sa facilité d'utilisation (paramétrage par défaut, convivialité et fonctions de l'interface) que de ses principes structurels.

### Intégration des caractéristiques de surface du bassin versant

Dans les bassins versants agricoles, les caractéristiques de surface évoluent sous l'effet des cultures et des pratiques agricoles associées. Les modèles de croissance des cultures permettent de simuler cette évolution (encadré 11.1). Dans

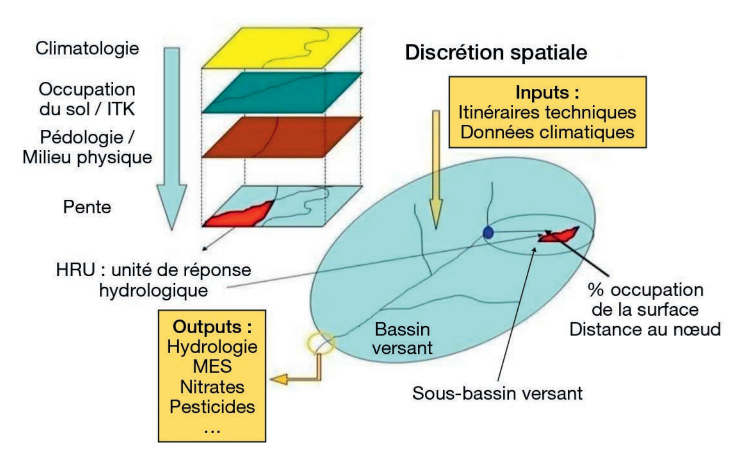



**Figure 11.3.** Exemple et structure d'un modèle semi-distribué : SWAT (Arnold *et al.,* 1998 ; Chéa et Sanchez-Perez, 2016).

Le modèle semi-distribué SWAT s'appuie sur le concept de HRU (unité de réponse hydrologique homogène). Une unité de réponse hydrologique homogène correspond au sein d'un sous-bassin versant (SBV) à l'ensemble des zones homogènes d'un point de vue du climat, du type de sol, de la topographie et de l'occupation du sol. La localisation de chaque zone correspondant à une HRU au sein du bassin versant n'est pas prise en compte. Seule la fraction de la surface du bassin occupée par l'ensemble des zones d'une HRU donnée est prise en compte. Le fonctionnement du bassin versant correspond alors à la somme du fonctionnement de l'ensemble des unités de réponse hydrologique homogènes.

un modèle biophysique dédié à la gestion de l'eau, le degré d'intégration de ces caractéristiques résulte des modalités de couplage entre le modèle de culture et le modèle hydrologique. Ces modalités diffèrent d'un modèle biophysique à l'autre (Siad *et al.,* 2019) :

• Modalité sans modèle de culture : les caractéristiques des couverts cultivés et des surfaces sont représentées sous la forme de paramètres fonctionnels du modèle hydrologique, comme par exemple sous la forme d'un coefficient de développement cultural intervenant dans le calcul de la transpiration réelle. Ces caractéristiques peuvent être déterminées par l'observation ou par l'expertise. La dépendance du développement des couverts cultivés et des caractéristiques de surface à l'état hydrique du sol n'est alors pas prise en compte. Aucun modèle de culture n'est alors mobilisé.

• Modalité avec couplage séquentiel : les variables de sortie du modèle de culture, comme par exemple la surface des feuilles du couvert cultivé, ou la profondeur racinaire, sont introduites comme paramètres ou variables du modèle hydrologique. Selon un couplage séquentiel, la rétroaction de l'hydrologie, notamment de l'état hydrique du sol, sur le développement de la culture n'est, pas intégrée dans le modèle biophysique. C'est par exemple le cas, pour des applications sur des bassins versants de plusieurs milliers de km², du couplage de STICS (modèle de culture) et de ORCHIDEE (modèle de surfaces continentales) pour représenter la dynamique de l'eau et du carbone (De Noblet-Ducoudré *et al.,* 2004).

• Modalité avec un couplage par imbrication : le modèle biophysique constitue alors une seule structure informatique et numérique cohérente dans laquelle modèle de culture et modèle hydrologique sont en interaction, assurant ainsi la

modélisation du couplage des processus hydrologiques et des processus d'évolution des caractéristiques de surface du bassin versant. Des modèles comme TNT pour le cycle de l'azote et de l'eau (Durand *et al.,* 2015), Mhydas (Moussa *et al.,* 2002) couplé à Dhivine (Martin-Clouaire *et al.,* 2016) pour le cycle de l'eau et le transfert de pesticides et Sim-Crau pour le cycle de l'eau (Olioso *et al.,* 2013) sont des exemples de modèles reposant sur ce type de couplage.

### Données disponibles

La disponibilité et l'accès aux données relatives aux propriétés des bassins versants sont cruciaux pour la modélisation biophysique. À cet effet, ces dernières années des bases de données se sont développées sur les sols, la géologie, les systèmes de culture et les composantes hydrologiques des bassins versants (voir chapitres 6, 7, 8 et 9). Les propriétés des bassins versants, qu'elles soient pédologiques, géologiques, hydrologiques, hydrochimiques ou agronomiques, sont spatialement, voire temporellement, très hétérogènes. Les hétérogénéités sont présentes à toutes les échelles d'espace, comme par exemple dans les sols dont l'hétérogénéité des propriétés hydrodynamiques peut induire une forte variabilité spatio-temporelle des flux d'eau et des éléments ou dans les paysages, notamment en raison de la présence d'éléments paysagers linéaires (haie, talus, fossés, …). Face à cette hétérogénéité, un des enjeux de la modélisation est de transformer les données disponibles sur les propriétés « réelles » du bassin versant en paramètres du modèle. Dans le cas d'un modèle global, il s'agit de déterminer la valeur des paramètres appliqués sur l'unité hydrologique globale à partir de mesures ponctuelles. Le recours à un modèle distribué nécessite de dériver des données disponibles à une résolution spatiale ou à une fréquence temporelle donnée en des valeurs de paramètres à la résolution et la fréquence du modèle.

## ⏩ Conclusion

La modélisation biophysique a connu un essor remarquable depuis les années 2000. Certains modèles, initialement dédiés à la recherche, sont désormais passés dans le domaine de la gestion. Outils d'aide à la décision et à la conception, ils sont utilisés notamment dans les bureaux d'étude et certains services de l'État et des collectivités territoriales. Néanmoins, le recours aux modèles pour la gestion est freiné par au moins trois limites majeures.

La première est celle de la représentation des hétérogénéités du milieu, et demeure un enjeu scientifique.

La seconde tient à la modélisation des interactions entre les activités agricoles, les flux de matière et l'évolution des propriétés des compartiments hydrologiques et hydrochimiques. L'occupation du sol et les états de surface, incluant la végétation, sont souvent introduits sous la forme de variables de forçage du modèle alors même que leur dynamique est une composante du système à modéliser, dépendant de la circulation de l'eau et des éléments. Lever cette limite appelle à développer des modèles couplant réellement l'hydrologie, l'hydrochimie et l'évolution des caractéristiques de surface, notamment la croissance des cultures pour les territoires agricoles, à l'image des modèles TNT, Mhydas couplé à Dhivine et Sim-Crau.

La troisième limite est la faible disponibilité des données nécessaires à la paramétrisation et à la mise en œuvre des modèles biophysiques. Le développement des bases de données, sur les sols, l'occupation du sol, les pratiques agricoles… constitue une partie de la solution pour dépasser cette limite.

## ⏩ Références bibliographiques


Arnold J.G., Srinivasan R., Muttiah R.S., Williams J.R., 1998. Large area hydrologic modeling and assessment Part I: model development, *J. Am. Water Resour. Assoc.*, 34 (1), 73-89.

Baillieux A., Olioso A., Trolard F., Chanzy A., Lecerf R., Lecharpentier P., Banton O., Ruget F., Ruy S., 2015. Changements globaux : quels impacts sur l'aquifère de la Crau ? *Géologues,* 187 : 85-92.

Chéa R. et Sanchez-Perez JM., 2016. Modélisation des transferts d'eau et des matières en suspension dans un continuum fluvial lors des événements extrêmes (crues/étiages sévères) DOI: 10.13140/RG.2.1.4087.4004

De Noblet-Ducoudré N., Gervois S., Ciais P., Viovy N., Brisson N., Seguin B., Perrier A., 2004. Coupling the soil-vegetation-atmosphere-transfer scheme ORCHIDEE to the agronomy model Stics to study the influence of croplands on the European carbon and water budgets. *Agronomie,* 24 : 307-407.

Durand P., Moreau P., Salmon-Monviola J., Ruiz L., Vertes F., Gascuel-Odoux C., 2015. Modelling the interplay between nitrogen cycling processes and mitigation options in farming catchments. *Journal of Agricultural Science*, 153 : 959-974.

Hingray B., Picouet C., Musy A., 2019. *Hydrologie, une science pour l'ingénieur*. Presses Polytechniques Universitaires Romandes, 620 p.

Lagacherie P., Rabotin M., Colin F., Moussa R., Voltz M., 2010. Geo-Mhydas: A landscape discretization tool for distributed hydrological modeling of cultivated areas, *Computers & Geosciences*, 36(8): 1021-1032

Martin-Clouaire R., Rellier J.-P., Paré N., Voltz M., Biarnès A., 2016. Modelling Management Practices in Viticulture while Considering Resource Limitations: The Dhivine Model. *PLoS ONE* 11(3): e0151952. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0151952

Moussa R., Voltz M., Andrieux P., 2002. Effects of the spatial organization of agricultural management on the hydrological behaviour of a farmed catchment during flood events. *Hydrological Processes*, 16(2): 393-412.

Olioso A., Lecerf R., Baillieux A., Chanzy A., Ruget F., Banton O., Lecharpentier P., Trolard F., Cognard-Plancq A.-L., 2013. Modelling of drainage and hay production over the Crau aquifer for analysing impact of global change on aquifer recharge. *Procedia Environmental Sciences,* 19: 691-700.

Perrin C., Michel C., Andréassian V., 2003. Improvement of a parsimonious model for streamflow simulation. *Journal of Hydrology*, 279(1-4): 275-289.

Perrin C., 2000. Vers une amélioration d'un modèle global pluie-débit au travers d'une approche comparative, Thèse de Doctorat. INPG/ Cemagref, 530 p.

Siad S.M., Iacobellis V., Zdruli P., Gioia A., Stavi I., Hoogenboom G., 2019, A review of coupled hydrologic and crop growth models, *Agricultural Water Management,* 224 DOI: 10.1016/j.agwat.2019.105746

Wallach, 2006. The two forms of crop models. *In :* Wallach, Makowski, Jones (Eds). Working with dynamic crop models. Elsevier.

# Chapitre 12
# Modélisation des processus décisionnels : application à la gestion de l'eau

Jacques-Éric Bergez et Anne Biarnès

Sur les territoires, différents acteurs prennent des décisions qui impactent les ressources en eau : les agriculteurs pour commencer la campagne d'irrigation ou réaliser un traitement phytosanitaire, le gestionnaire de retenues pour lâcher de l'eau en soutien au débit d'étiage, le préfet pour interdire les prélèvements d'eau ou rendre obligatoire un programme de reconquête de la qualité de l'eau sur un captage d'eau potable. Pouvoir modéliser ces décisions et simuler les actions qui en résultent est important afin de bien comprendre et simuler le fonctionnement du système socio-hydro-agronomique. C'est un préalable nécessaire à des applications utiles destinées par exemple :

– d'une part, aux gestionnaires et aux décideurs publics pour évaluer les décisions actuelles au regard de nouveaux contextes climatiques ou réglementaires et pour élaborer une vision prospective de la gestion de l'eau ;

– d'autre part, aux techniciens de chambre d'agriculture et des instituts techniques pour aider à la formulation de conseils renouvelés suite à des changements de contexte.

Comme tout modèle, les modèles de décision sont des représentations partisanes et simplifiées (Bouleau, 1999) de la réalité confinée à l'objet d'étude, ici la gestion intégrée de l'eau à différentes échelles d'espace, de temps et d'entités de gestion. Ce chapitre a pour but de montrer comment modéliser les décisions des acteurs et comment la simulation des actions qui en résultent contribue à l'analyse du fonctionnement des socio-hydro-agrosystèmes. Nous nous appuierons essentiellement sur des exemples concernant des décisions de conduite des productions dans les exploitations agricoles ayant un impact sur la ressource en eau à l'échelle des territoires.

Ce chapitre est structuré en cinq sections. La première section montre, à travers un exemple, l'importance de modéliser les décisions. La deuxième section, plus théorique, s'intéresse aux questions de rationalité des acteurs et aux temporalités d'action. La troisième section présente les principaux formalismes de modélisation des décisions. La quatrième section développe la construction même du modèle de décision. La cinquième section s'intéresse à l'utilisation d'un modèle de décision pour résoudre un problème de décision.

## ⏩ De l’importance de modéliser les décisions : exemple

Prenons un exemple simple : un agriculteur doit débuter une campagne d’irrigation sur une sole de maïs. Dans de nombreux modèles, modèles de culture ou modèles de territoire pour gérer une ressource, la prise de décision correspond au choix d’une date d’arrosage et d’une quantité d’eau à apporter. Ainsi, la décision de l’agriculteur serait représentée par « débuter la campagne d’irrigation le 15 juin avec un apport de 30 mm d’eau correspondant à un tour d’eau moyen avec enrouleur ». En réalité, les choix de la date et de la quantité d’eau dépendent :

– des contraintes externes à l’exploitation agricole liées au contexte de l’année. Ainsi, les conditions climatiques influent sur l’importance et la précocité des besoins en irrigation – liés à la pluie et à l’ETP, au développement foliaire, à la quantité d’eau disponible dans le sol – et sur le développement du maïs résultant de la somme de températures actives. L’eau disponible pour l’agriculteur dépend également des conditions climatiques annuelles, en particulier du niveau de remplissage de sa retenue et des décisions de restriction ou d’interdiction de prélèvement dans les rivières ou les nappes prises par le gestionnaire de la retenue ;

– des contraintes internes à l’exploitation agricole. Elles sont notamment liées aux décisions de l’agriculteur concernant la conduite technique de sa sole de maïs, l’évolution des caractéristiques structurelles de l’exploitation et les compromis à réaliser entre production, impact environnemental et viabilité du système. L’agriculteur peut modifier les besoins d’irrigation de sa culture en jouant sur la précocité du maïs semé car l’atteinte des stades de forte sensibilité au déficit en eau dépend de la précocité des variétés. L’agriculteur peut aussi décider de satisfaire pleinement ou non la demande en eau de sa culture en fonction de son objectif de réduire ou non les coûts des intrants (énergie de fonctionnement, coûts de l’eau) et les investissements : par exemple, il peut investir dans du matériel d’irrigation permettant de réaliser des apports importants et rapidement et ainsi de décaler les calendriers d’irrigation.

En fonction de ces différentes contraintes, la date de la première irrigation peut fortement changer d’une exploitation agricole à une autre, d’une situation géographique à une autre ; de même que la dose d’eau apportée lors de la première irrigation. Au niveau d’un bassin versant, l’hétérogénéité d’apports (en dose ou en temporalité) peut avoir un impact fort sur les demandes en eau et donc, sur la gestion des lâchers des retenues (Maton *et al.*, 2005).

## ⏩ Rationalités et temporalités

### Rationalités

La décision d’un acteur, quel qu’il soit, dépend de différents éléments (figure 12.1). Tout d’abord, l’acteur a des objectifs propres et des contraintes qui peuvent être très divers. Ainsi, un agriculteur peut chercher à maximiser son revenu, tout en essayant de conserver du temps libre pour sa famille et limiter l’impact de ses pratiques sur l’environnement. Un préfet, quant à lui, doit faire respecter la loi tout en maintenant une paix sociale sur le territoire dont il est responsable. Un gestionnaire de l’eau voudra satisfaire les besoins des différents usagers tout en optimisant la quantité d’eau disponible dans sa ressource – ne pas trop en utiliser, mais ne pas trop en laisser – et en veillant à sa qualité.

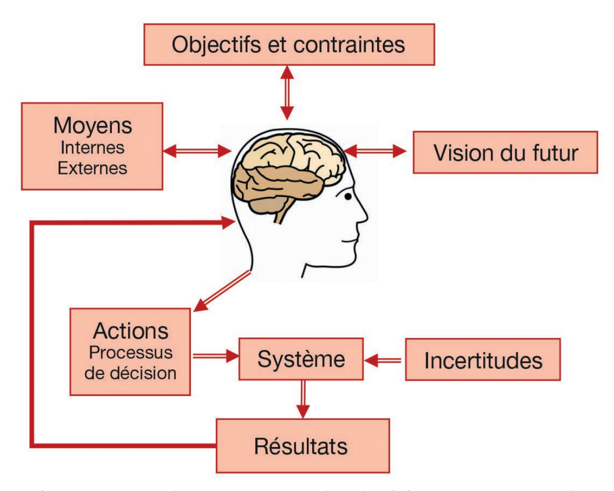



**Figure 12.1.** Fonctionnement du processus de décision menant à l'action d'un acteur (Attonaty et Cerf, 2001).

Ensuite, l'acteur possède une vision du futur. Cette vision peut être à quelques jours – le climat des prochains jours – ou beaucoup plus lointaine en fonction des décisions à prendre – évolution des surfaces en cultures irriguées dans les dix prochaines années par exemple. En fonction des moyens dont il dispose, – moyens pouvant être internes (cognitifs, financiers) ou externes (réseaux) –, et d'un processus de décision, l'acteur va décider d'une action. La décision est prise dans un environnement incertain : climat, disponibilité en eau, risque de panne d'un équipement, etc. Cette action aura un impact sur le socio-hydro-agrosystème. Les différents résultats de l'action compléteront la base de connaissances de l'acteur.

## Temporalités

Souvent, trois niveaux de décision sont différenciés, ils correspondent à des temporalités différentes (Risbey *et al.*, 1999) avec néanmoins des variations selon les acteurs concernés.

La décision stratégique. La décision est prise pour un futur assez éloigné. Pour un gestionnaire de l'eau, il peut s'agir de la construction d'une retenue. Pour un agriculteur, cela peut être l'achat d'un équipement d'irrigation, d'un équipement pour la réalisation des traitements phytosanitaires ou du choix entre production conventionnelle et production biologique. Il s'agit fréquemment d'un choix sur plusieurs années.

La décision tactique. Il peut s'agir d'une révision de la stratégie à l'aune de nouvelles informations ou d'une décision à un horizon de temps plus proche. Pour un gestionnaire, la décision peut concerner un planning de lâchers. Pour un agriculteur, la décision peut être en rapport avec le choix d'un assolement irrigué ou non irrigué afin d'économiser des quantités d'eau d'irrigation, de gérer les adventices, ou un choix de techniques d'entretien du sol.

La décision opérationnelle. Il s'agit d'une décision pour l'action immédiate : interdire une irrigation ou définir les dates de traitement obligatoire de la vigne contre

le vecteur de la flavescence dorée (préfet), faire un lâcher de barrage (gestionnaire de l'eau), décider d'irriguer ou de réaliser un désherbage chimique (agriculteur), etc.

Ces trois types de décision diffèrent dans l'immédiateté et dans le type d'informations mobilisées. Ainsi, les décisions stratégiques mobilisent des informations sur un futur inconnu. Il s'agit donc plus particulièrement de tendances ou de prévisions à long terme. Les décisions tactiques mobilisent des données à caractère un peu moins tendanciel. Quant aux décisions opérationnelles, elles mobilisent des données en temps réel ou presque. Le modèle Namaste présenté dans l'encadré 12.1 (Robert *et al.*, 2018) mobilise ces trois temporalités pour simuler les décisions d'agriculteurs face à la raréfaction de la ressource en eau en Inde.

## ⏩ Du formalisme de la règle de décision à l'élaboration de différentes structures de modèle de décision

Un modèle de décision permet de simuler les actions des acteurs. La base du modèle de décision est la règle de décision. Dans sa forme la plus simple, il s'agit d'une fonction qui relie l'état d'un système à une action (Bergez *et al.*, 2006b) :

**Si** < Indicateur > < Opérateur > < Seuil > **Alors** < Action 1 > **Sinon** < Action 2 >

Pour un agriculteur, le système sera par exemple constitué de son système de production et son environnement externe.

Les indicateurs sont des variables ou des combinaisons de variables du système. Ils représentent l'état du système à un moment donné, le moment de la décision. Ils peuvent être très variés. Le choix des indicateurs au sein des règles de décision est une étape importante de la modélisation. Une première contrainte est qu'ils soient directement issus de l'observation, de bases de données telles que les bulletins d'avertissements agricoles par exemple ou d'une simulation réalisée à partir d'un modèle. Outre son aspect accessible, l'indicateur doit être porteur de sens pour les acteurs lorsque l'on veut valider auprès d'eux la représentation de leurs décisions.

Les opérateurs sont classiquement du type « égal à », « supérieur à », « inférieur à » et « entre ».

Les seuils correspondent aux niveaux atteints par l'indicateur pour effectuer ou non l'action et/ou appliquer une modalité particulière de réalisation.

Un exemple de règles est donné dans l'encadré 12.2 présentant le modèle Divhine (Martin-Clouaire *et al.*, 2016).

Une modélisation à l'aide de règles de décision permet de créer par simulation une variabilité des modalités et des dates des opérations techniques réalisées par les agriculteurs d'un territoire. Cela revient à augmenter ainsi le réalisme de la simulation obtenue par rapport à la représentation d'une conduite homogène sur le territoire ou pour les différentes années climatiques (modalité et date constantes pour chaque opération technique). En effet, conduire une culture nécessite de s'adapter continuellement. D'une année à l'autre, l'agriculteur ou le gestionnaire ne fait pas les mêmes choix aux mêmes moments. Le climat varie, les pressions parasitaires changent, les ressources évoluent, les contraintes aussi, etc.

**Encadré 12.1. Exemple d'un modèle de type biodécisionnel : le modèle Namaste.**

Le modèle Namaste (Robert *et al.*, 2018) est un modèle dynamique de type biodécisionnel, c'est-à-dire un modèle qui couple un modèle du système biophysique et un modèle de décision des acteurs du système. Il a été développé pour simuler les prises de décision d'agriculteurs face à la raréfaction de la ressource en eau au sein d'un bassin versant en Inde en raison du changement climatique et de la surexploitation de la nappe. Pour représenter la décision des agriculteurs, un recueil de données issues d'une enquête auprès de 700 agriculteurs a été nécessaire, ainsi qu'un entretien d'approfondissement avec une trentaine d'entre eux (Robert *et al.*, 2017b).

L'originalité du modèle Namaste est de représenter les trois étapes de décisions suivantes pour chaque agriculteur.

**La décision stratégique**

La décision stratégique concerne le choix d'investir ou non dans du matériel d'irrigation, par exemple creuser un nouveau puits de forage ou se procurer une nouvelle pompe et le choix du système de culture permettant de valoriser l'investissement ou le non-investissement. Ces choix sont effectués en maximisant une fonction d'utilité basée sur le revenu de l'agriculteur (Robert *et al.,* 2017a). Ils tiennent compte de la vision de l'agriculteur sur l'évolution du climat, de l'état de la nappe et des prix à long terme. Cette étape de décision est révisée tous les ans. Elle a un effet à long terme sur toute l'exploitation agricole en raison de la longue durée des prêts et de la durée de vie des équipements. Le système de culture est décliné sous forme d'un plan d'action décrivant l'assolement et la succession d'opérations culturales prévues pour chaque culture.

**La décision tactique**

Décrite sous forme de règles de décision, la décision tactique permet d'adapter en début de saison culturale le plan d'action concernant l'assolement choisi au niveau stratégique aux conditions de l'année en cours (climat, niveau de la nappe, prix observés). Une règle de décision de changement de plan est par exemple : « Si pas de pluie depuis trois mois je diminue la sole de curcurma irriguée » ou « je prévois de ne pas irriguer telle culture ».

**Les décisions opérationnelles**

Elles correspondent à la mise en œuvre du plan d'action au cours de la saison culturale. À ce niveau, ce plan d'action est précisé sous forme de règles de décision qui permettent d'adapter les opérations culturales à mener en fonction de l'état du système biophysique et des contraintes de ressources. Cette étape de décision couvre toute la saison sur un pas de temps quotidien.

Une autre caractéristique originale est l'interaction dynamique intégrée de différents sous-systèmes qui construisent le système de production de l'exploitation agricole :
- un modèle de culture représentant le fonctionnement biophysique d'une parcelle ;
- un modèle de pompe représentant le prélèvement d'eau dans la nappe ;
- un modèle de nappe représentant l'évolution de la nappe en fonction des prélèvements et des recharges.

Un modèle de décision correspond à l'agrégation de plusieurs règles de décision, de types variés dépendant du problème à résoudre. Ainsi, pour la conduite technique de la sole d'une culture, Aubry *et al.* (1998) ont proposé un modèle conceptuel basé sur l'identification de cinq types de règles de décision :
– 1. des règles d'ordonnancement chronologique des opérations à réaliser ;
– 2. des règles de constitution des modalités d'intrants (natures et quantités d'intrants pour chaque opération) et de chantiers (combinaisons de matériel et main-d'œuvre nécessaires à la réalisation des différentes opérations) ;
– 3. des règles de déclenchement et de fin indiquant quand commencer une opération et quand l'arrêter ;
– 4. des règles d'arbitrage pour ordonner les opérations à mener sur différentes cultures ou différentes parcelles lorsque les positionnements temporels souhaitables se recoupent et que les moyens en matériels et main-d'œuvre ne permettent pas de les réaliser simultanément ;
– 5. des règles d'attribution des différentes modalités à des groupes de parcelles lorsque plusieurs modalités sont possibles pour une même opération. Les itinéraires techniques mis en œuvre une année donnée sur les différentes parcelles de la sole résultent de la mise en œuvre de ces règles.

**Encadré 12.2. Exemple d'un modèle de décision : le modèle Divhine.**

La réduction des risques de contamination des eaux de surface et souterraines par les pesticides est un enjeu important en région viticole méditerranéenne, du fait de risques élevés liés à l'importance des écoulements de surface et aux usages de pesticides. Le modèle Divhine (Martin-Clouaire *et al.*, 2016) a été développé pour simuler les itinéraires techniques sur vigne résultant des stratégies de conduite du vignoble dans les exploitations d'un bassin versant viticole. Le but est l'évaluation de leurs impacts sur les flux de ruissellement polluants (Biarnès *et al.*, 2017 ; voir chapitre 19).

**Présentation du modèle Divhine**

Dans le modèle Divhine, les itinéraires techniques sont simulés conjointement pour chacune des parcelles d'une exploitation viticole ou de plusieurs exploitations viticoles. Pour chaque exploitation, les itinéraires techniques sont le résultat de la mise en œuvre d'une stratégie de conduite du vignoble, dans un contexte climatique et phytosanitaire donné, sous contrainte des ressources en matériel et main-d'œuvre de l'exploitation et des caractéristiques de son vignoble. La stratégie de conduite est basée sur :
– un plan d'action qui définit une liste flexible de chantiers d'opérations culturales à réaliser au cours d'un cycle cultural ;
– des règles de décisions, basées ou non sur des indicateurs, qui précisent la façon dont ces chantiers sont réalisés.

**Exemple de règles de décision**

Un exemple de règles de décision est donné dans le tableau 12.1 pour les traitements anti-oïdium « de base » sur vigne dans une exploitation localisée sur la commune l'Alignan-du-Vent (département de l'Hérault). Les traitements anti-oïdium comprennent des traitements systématiquement réalisés (dits « de base ») et des traitements optionnels.

**Tableau 12.1.** Règles de décisions pour les traitements anti-oïdum « de base ».

| Règle de décision | Indicateur | Opérateur | Seuil | Valeur |
|---|---|---|---|---|
| R1 - Choix des modalités de chantier | Largeur des interrangs | égale à | 2,5 m | 1 tracteur + 1 pulvérisateur + 1 rampe verticale + 1 tractoriste |
| | | égale à | 1,6 m | 1 machine à dos + 1 travailleur manuel |
| R2 - Déclenchement du premier traitement | Stade du cépage Carignan | égal à | 5-6 feuilles | Premier traitement à réaliser dès que possible |
| R3 - Déclenchement d'un nouveau traitement | Date du dernier chantier | égale à | 11 jours, si les avertissements agricoles indiquent un risque élevé de développement de l'oïdium. 14 jours, dans le cas contraire. | Nouveau traitement à réaliser dès que possible |
| R4 - Arrêt des traitements | Stade du cépage Carignan | égal à | Début véraison | Nouveau traitement impossible |
| R5 - Arbitrage entre chantiers concurrents | Sans objet | Sans objet | Sans objet | Chantier de traitements de base prioritaire sur tous les autres chantiers (règle nominale) |
| R6 - Ordre de passage des parcelles | Sans objet | Sans objet | Sans objet | De l'îlot de parcelles le plus proche à l'îlot le plus lointain (règle nominale) |

Les règles présentées ci-dessus concernent la définition des modalités possibles du chantier et les dates des différents traitements. Dans l'exemple présenté, le Carignan est utilisé comme cépage guide pour le choix des dates de démarrage et d'arrêt des traitements sur l'ensemble du vignoble de l'exploitation. Les dates de changement des stades phénologiques du cépage guide sont issues d'une base de données régionale. Les avertissements agricoles régionaux (Performance vigne®) sont utilisés pour apprécier le niveau de pression sanitaire (Paré, 2011). Les règles portant sur la constitution des modalités d'intrants – le choix des produits et des quantités appliquées – ne sont pas présentées.

Les dates simulées par le modèle pour les différents traitements anti-oïdium de base et les différentes parcelles dépendent des règles présentées dans le tableau 12.1, mais également des conditions de faisabilité du chantier, sous la dépendance de seuils de cumul de pluie, de la vitesse du chantier et de la surface à traiter.

Parmi les chantiers listés dans le plan d'action, certains sont systématiquement réalisés, d'autres sont optionnels. Dans l'exploitation prise ici en exemple, le chantier optionnel de traitement anti-oïdium n'est mis en œuvre que lorsque trois conditions sont atteintes : le niveau de pression sanitaire oïdium est élevé, l'intervalle entre la date du jour et la date du traitement de base précédent est supérieur à six jours, l'intervalle entre la date du jour et la date prévue pour le traitement de base suivant est supérieure à trois jours. Ce chantier optionnel ne concerne que le cépage Carignan en raison de sa grande sensibilité à l'oïdium.

La complexité et la forme d'un modèle de décision dépendent de l'objectif poursuivi et des actions à modéliser. Quand la finalité du modèle est de représenter des actions peu nombreuses et facilement prévisibles, il est possible de décrire l'ensemble des actions à mener par un enchaînement de règles de décision simples. C'est le cas du modèle Moderato (Bergez *et al.*, 2001) qui simule la décision d'irrigation sur du maïs. Le modèle de décision est constitué par une règle de décision pour commencer l'irrigation, une autre pour prendre en compte le climat, une troisième pour décider quand recommencer un tour d'eau et une dernière pour décider quand arrêter l'irrigation.

Quand les règles deviennent très nombreuses ou très complexes en raison de nombreux ajustements possibles aux conditions du moment, on peut structurer le modèle de décision sous la forme d'un plan d'action. Un plan d'action est alors vu comme une liste flexible d'actions à réaliser selon un jeu de règles de décision. Les actions listées dans le plan s'organisent au cours de la simulation en fonction de règles de décision qui définissent, pour chaque action, l'opportunité de la réaliser et de quelle façon la réaliser (où, quand, comment, …). L'exemple d'un tel modèle construit pour simuler les itinéraires techniques mis en œuvre dans une exploitation viticole est donné dans l'encadré 12.2.

## ⏩ Comment définir les règles de décision ?

Comme pour de nombreux modèles, il est nécessaire d'acquérir des données pour construire le modèle de décision des acteurs. En effet, il faut obtenir les indicateurs mobilisés, les logiques d'actions, les priorisations, etc. On distingue trois approches.

La première approche est basée sur l'élicitation, c'est-à-dire la révélation ou la mise à jour des décisions des acteurs par des scénarisations adéquates (Eisenhardt et Graebner, 2007). Beaucoup de modèles de décision sont construits ainsi. Par exemple, on peut proposer à un gestionnaire différents cas d'état d'une ressource et lui demander, pour chacune des situations, quelles actions il mènerait. Pour aider à la construction des modèles de décision en vue d'une implémentation informatique, Robert *et al.* (2016) ont spécifiquement élaboré un cadre méthodologique basé sur quatre grandes étapes :
– définition du problème de décision ;
– sélection des cas d'étude ;
– collecte des données et étude précise des situations particulières ;
– développement du modèle conceptuel.

La deuxième approche consiste à mobiliser des méthodes basées sur les préférences révélées (Koundouri, 2004). À partir d'une base de données d'actions réalisées, les conditions ayant déclenché les actions enregistrées sont recherchées. Ainsi, la mise en relation de la chronique des lâchers d'eau d'une retenue par le gestionnaire avec les débits des cours d'eau permet de définir les critères de lâchers en mobilisant l'indicateur débit.

La troisième approche provient de l'intelligence artificielle (*Reinforcement learning* et *QR learning*). Elle cherche directement le jeu de règles optimisant une fonction « objectif ». Dans cette approche, on ne part pas d'un *a priori* sur la structuration des règles. Seul l'espace des indicateurs d'intérêt est défini. Chaque décision est liée

à un gain que l'on cherche à optimiser sur l'ensemble de la simulation. Une telle approche a été testée sur la décision d'irrigation du maïs en utilisant une méthode de *QR learning* (Bergez *et al.*, 2006a). Dans cette étude, la décision de déclencher la campagne d'irrigation était associée à une maximisation du revenu de l'agriculteur. L'espace des indicateurs choisis pour cette étude était l'humidité du sol et le développement de la culture. La règle trouvée alors correspondait à « Si développement de la culture supérieur à 650°C.jour et le déficit en eau du sol supérieur à 80 mm, alors on déclenche l'irrigation ». Cette approche est souvent très coûteuse en temps de simulation. Par ailleurs, elle fait abstraction d'une partie de la connaissance experte. Son intérêt est de permettre de tester de nouveaux indicateurs potentiels et de définir des règles associées à leur usage.

## ⏩ Résolution d'un problème de gestion

Si le modèle de décision est construit et couplé ou chaîné avec des modèles biophysiques, c'est-à-dire qu'il est implémenté sous forme d'un modèle ou de plusieurs modèles informatiques permettant de relier les états du système d'intérêt et les actions des agents, il peut alors être utilisé pour aider à résoudre un problème de gestion. Plusieurs approches existent.

### Approches participatives et jeux sérieux

Les démarches participatives mobilisant des modèles qui relient l'état du système et les actions des agents sont assez classiquement utilisées pour résoudre des problèmes de gestion de l'eau. Dans ces approches, la recherche de décisions adaptées au problème de gestion et la recherche de compromis entre différents acteurs se font par essai-erreur, en analysant les conséquences des décisions prises sur le fonctionnement du système. Une telle approche peut passer par des jeux de simulation (*serious game*) dans lesquels chaque participant joue le rôle d'un acteur et doit prendre des décisions ayant un impact sur le système étudié.

De nombreux jeux sur la gestion de l'eau existent. Un recensement sur l'Internet permet d'en trouver plusieurs dizaines[1]. Certains jeux ne comprennent pas de règles de décision ; les décisions des joueurs et leur impact sur le système sont tracés et permettent d'en extraire *a posteriori* un ensemble de règles[2]. Dans d'autres jeux, certaines règles de décision et plans d'action sont codés et les actions qui en découlent sont activées en fonction de l'état du système ; ce type de jeu permet par exemple de jouer le rôle d'un acteur particulier, alors que le modèle joue pour les autres acteurs impactant le système[3].

Sans aller jusqu'à la construction d'un jeu de simulation, d'autres démarches utilisent la chaîne de modélisation pour produire des connaissances, pouvant être des résultats quantifiés, sur l'effet des décisions sur le système. Par exemple, le modèle de décision Dhivine (encadré 12.2) simule les itinéraires techniques sur un ensemble de parcelles de vigne. Il a été chaîné avec un modèle d'évolution de l'infiltrabilité du sol et un modèle de transfert des polluants pour simuler l'impact

1. www.genevawaterhub.org/resource/serious-games).
2. Des jeux de règles comme Wat-A-Game sont accessibles à www.sites.google.com/site/waghistory/).
3. C'est le cas du jeu Aquarepublica accessible à www.aquarepublica.com).

de différentes stratégies de réduction de l'usage d'herbicides sur la contamination des eaux de surfaces dans un bassin viticole (Biarnès *et al.*, 2017; voir chapitre 19). En prenant en compte une gamme de décisions et de contextes (climatiques, réglementaires, etc.), les connaissances produites peuvent servir de base de discussion avec les acteurs d'un territoire et s'insérer dans une dynamique de coconstruction de nouveaux modes de gestion.

### Approche par optimisation numérique

L'approche numérique vise à sélectionner des seuils d'indicateurs de décisions permettant de résoudre le problème de gestion. Ces seuils d'indicateurs de décisions peuvent ensuite être discutés avec les acteurs concernés. Dans cette approche, on cherche à optimiser les seuils des indicateurs utilisés dans certaines décisions pour optimiser une fonction objectif. De nombreuses méthodes d'optimisation sont disponibles, leurs qualités dépendent notamment de la dimension du problème à résoudre (nombre de seuils d'indicateurs de décision). Il peut s'agir :
– de méthodes systématiques de recherche sur grille (Bergez *et al.*, 2002);
– de méthodes de décomposition hiérarchique du domaine des paramètres avec des heuristiques de choix de régions prometteuses décomposées en k plus petits domaines (Crespo *et al.*, 2011);
– de méthodes d'optimisation plus récentes telles que les algorithmes génétiques pour les domaines discrets (Lehmann *et al.*, 2013).

## ⏩ Conclusion

La modélisation des décisions permet de reproduire les situations de décision des agents et de simuler les actions qui en résultent. L'approche par règles de décision est une approche déterministe qui permet de reproduire la variabilité des actions des agents et leurs adaptations en lien avec les états du système. Elle est mobilisable dans une large gamme de modèles allant de représentations schématiques des actions des agents basées sur l'enchaînement de quelques règles de décision à des représentations complexes mobilisant des jeux de règles de décision en interaction.

Même lorsqu'il est complexe, un modèle de décision ne prétend pas reproduire fidèlement la réalité. Il semble impossible de prévoir toutes les situations de décision possibles, notamment parce que ces décisions sont prises dans un contexte incertain, avec des sources d'incertitude qui ne sont ni toutes connues et ni toutes évaluables ou probabilisables par avance. Par ailleurs, les indicateurs utilisés dans les règles de décision peuvent eux-mêmes être une approximation de ceux utilisés par les agents. De ce fait, ils génèrent des différences entre les actions réelles et les actions simulées.

Comme pour tout modèle, un modèle de décision vise plus raisonnablement la reproduction des grandes tendances dans les actions des agents, par exemple, les motifs de distribution spatio-temporelle des opérations culturales sur un territoire donné. Un tel modèle peut alors être couplé ou chaîné à des modèles biophysiques pour évaluer l'impact des décisions des agents sur les ressources en eau. De ce fait, il peut aider à la résolution d'un problème de gestion des ressources, sous réserve néanmoins qu'il soit compris, validé et accepté par les acteurs du terrain qui le mobilisent.

## Références bibliographiques


Attonaty J.M., Cerf M., 2001. *Dispositifs de recherche et conduite de projets pour la production de méthodes et d'outils d'aide à la décision.* École chercheur «Aide à la décision», La Londe les Maures, mai 2001.

Aubry C., Papy F., Capillon A., 1998. Modelling decision-making processes for annual crop management. *Agricultural systems*, 56(1): 45-65.

Bergez J.E., Debaeke P., Deumier J.M., Lacroix B., Leenhardt D., Leroy P., Wallach D., 2001. Moderato: an object-oriented decision model to help on irrigation scheduling for corn crop. *Ecological modelling*, 137: 43-60.

Bergez J.E., Deumier J.M., Lacroix B., Leroy P., Wallach D., 2002. Improving irrigation schedules by using a biophysical and a decisional model. *European journal of agronomy*, 16: 123-135. Doi: 10.1016/S1161-0301(01)00124-1.

Bergez J.E., Garcia F., Leenhardt D., Maton L., 2006a. Optimising irrigation management at the plot scale to participate at the regional scale water resource management. *In:* Castelletti A., Soncini Sessa R., (eds). *Topics on systems analysis and integrated water resources management* (IWRM). Amsterdam: Elsevier, 141-160.

Bergez J.E., Garcia F., Wallach D., 2006b. Representing and optimizing management decisions with crop models. *In:* Wallach D., Makowski D., Jones J.W., (eds.). *Working with dynamic crop models: evaluating, analyzing, parameterizing and using them*. Amsterdam: Elsevier, 175-210.

Biarnès A., Andrieux P., Barbier J.-M., Bonnefoy A., Compagnone C., Delpuech X., Gary C., Metay A., Rellier J.P., Voltz M., 2017. Evaluer par modélisation des stratégies de réduction des usages d'herbicides dans les bassins versants viticoles. *Innovations agronomiques*, 57 : 141-152.

Bouleau N., 1999. *Philosophies des mathématiques et de la modélisation : du chercheur à l'ingénieur*. Paris : l'Harmattan.

Crespo O., Bergez J.E., Garcia F., 2011. P2 hierarchical decomposition procedure: Application to irrigation strategies design. *Operational research*, 11: 19-39. Doi: 10.1007/s12351-009-0040-z.

Eisenhardt K., Graebner M., 2007. Theory building from cases: opportunities and challenges. *Academy of management journal*, 50: 25-32.

Koundouri P., 2004. *Econometrics informing natural resources management: selected empirical analyses. New horizons in environmental economics*. Cheltenham: Edward Elgare editors.

Lehmann N., Finger R., Klein T., Calanca P., Walter A., 2013. Adapting crop management practices to climate change: Modeling optimal solutions at the field scale. *Agricultural systems*, 117: 55-65. Doi: 10.1016/j.agsy.2012.12.011.

Martin-Clouaire R., Rellier J.P., Paré N., Voltz M., Biarnès A., 2016. Modelling management practices in viticulture while considering resource limitations: the Dhivine model. *Plos one*, 11(3): e0151952. Doi: 10.1371/journal.pone.0151952.

Maton L., Leenhardt D., Goulard M., Bergez J.E., 2005. Assessing the irrigation strategies over a wide geographical area from structural data about farming systems. *Agricultural systems*, 86: 293-311. Doi : 10.1016/j.agsy.2004.09.010.

Paré N., 2011. Pollution de l'eau par les pesticides en milieu viticole languedocien. Construction d'un modèle couplé pression-impact pour l'expérimentation virtuelle de pratiques culturales à l'échelle de petits bassins versants. Thèse de doctorat. Montpellier-SupAgro.

Risbey J., Kandlikar M., Dowlatabadi H., 1999. Scale, context, and decision making in agricultural adaptation to climate variability and change. *Mitigation and adaptation strategies for global change*, 4: 137-165.

Robert M., Bergez J.E., Thomas A., 2017a. A stochastic dynamic programming approach to analyze adaptation to climate change: application to groundwater irrigation in India. *European journal of operational research*, 265(3): 1033-1045. Doi: 10.1016/j.ejor.2017.08.029.

Robert M., Thomas A., Sekhar M., Badiger S., Ruiz L., Raynal H., Bergez J.E., 2017b. Adaptive and dynamic decision-making processes: a conceptual model of production systems on Indian farms. *Agricultural systems*, 157: 279-291. Doi: 10.1016/j.agsy.2016.08.001.

Robert M., Thomas A., Sekhar M., Raynal H., Casellas E., Casel P., Chabrier P., Joannon A., Bergez J.E., 2018. A dynamic model for water management at the farm level integrating strategic, tactical and operational decisions. *Environmental modelling and software*, 100: 123-135. Doi: 10.1016/j.envsoft.2017.11.013.

Robert M., Dury J., Thomas A., Therond O., Sekhar M., Badiger S., Ruiz L., Bergez J.E., 2016. CMFDM: a methodology to guide the design of a conceptual model of farmers' decision-making processes. *Agricultural systems*, 148: 86-94. http ://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2016.07.010.

Chapitre 13

# Enjeux conceptuels et méthodologiques liés à la conception de systèmes agricoles préservant la ressource en eau

Lorène Prost, Mathilde Bonifazi, Claudine Ferrané,
Laurence Guichard, Marie-Hélène Jeuffroy, Jean-Marc Meynard,
Raymond Reau et Véronique Souchère

## La gestion intégrée des ressources en eau, un processus de conception ?

La gestion intégrée de la ressource en eau exige de composer avec une multiplicité d'acteurs et de processus agronomiques et hydrologiques particulièrement complexes, en interaction les uns avec les autres, à des échelles de temps qui s'étalent du court au long terme et à l'échelle spatiale du territoire. La gestion intégrée peut sembler une gageure. En effet, comment passer de cette multiplicité de facteurs et processus à des propositions utiles à ceux qui participent à cette gestion ? Dans ce chapitre, nous partageons notre expérience collective qui a consisté à traiter la problématique de la gestion de l'eau comme une problématique de conception. Longtemps, la gestion de l'eau n'a été abordée que sous l'angle de la décision tactique. Il s'agissait avant tout d'accompagner les agriculteurs dans l'optimisation des systèmes de culture ou de certaines de leurs composantes : choix techniques, choix d'assolement, apports d'intrants (eau, engrais, produits phytosanitaires, etc.). Or nous considérons que les problèmes qui se posent pour gérer les ressources en eau ne sont pas que des problèmes d'optimisation, de prise de décision ou d'amélioration de l'efficience des pratiques en jeu. Ce sont des problèmes ayant des caractéristiques des problèmes de conception, ce qui donne d'autres clés pour les gérer mais fournit également des ressources pour le faire.

### Que sont les problèmes de conception ?

Les problèmes de conception se distinguent d'autres classes de problèmes par plusieurs propriétés recensées par de nombreux auteurs (par exemple, Simon, 1973 ; Buchanan, 1992 ; Visser, 2002 ; Darses *et al.*, 2004). Parmi leurs spécificités, on peut en retenir trois :

– un problème de conception est en soi mal défini. En effet, l'état initial, le but à atteindre et les opérateurs ne sont spécifiés ni de façon exhaustive, ni de façon univoque.

Les acteurs à impliquer ne sont pas définis une fois pour toutes. Les données du problème à résoudre peuvent évoluer au cours de sa résolution, y compris indépendamment de la volonté des concepteurs (Darses *et al.*, 2004). Il y a donc une intention de transformation très large qu'il faut spécifier;

– il n'y a pas de solution unique à un problème de conception. Plusieurs solutions peuvent être satisfaisantes en fonction de critères d'évaluation, qui ne sont pas non plus prédéfinis;

– le passage du problème aux solutions n'est pas connu *a priori*. L'analyse du problème et l'élaboration de solutions se construisent simultanément.

Les problèmes auxquels sont confrontés les acteurs de la gestion de l'eau correspondent bien, d'après nous, à ce cahier des charges des problèmes de conception. Les intentions sont là : atteindre un bon état de l'eau, assurer un débit d'étiage minimum, limiter l'érosion, etc. Mais derrière ces intentions, tout reste à définir et chaque choix aura un impact. Par exemple, choisir de traiter un problème de pollution de l'eau sur un territoire par la construction d'une usine de traitement conduit à choisir une échelle d'action, des acteurs à impliquer, une solution (ici, technologique). Choisir de traiter le même problème en demandant aux agriculteurs de reconcevoir leurs pratiques dans les exploitations conduit à des choix complètement différents sur chacun de ces trois points.

## Pourquoi la gestion de l'eau pose-t-elle des problèmes de conception ?

Considérer que la gestion de l'eau pose des problèmes de conception permet d'accéder à des outils conceptuels et méthodologiques élaborés par les chercheurs en conception et par les concepteurs. Ces travaux portent à la fois sur :

– l'analyse et la description des processus de conception;
  - Quels sont les processus pour résoudre des problèmes de conception ?
  - Quels sont les raisonnements ?
  - Comment stimuler la créativité ? etc.;

– des recommandations pour organiser ces processus;
  - Quelles sont les étapes ?
  - Quelles sont les méthodologies ?
  - Quels sont les acteurs, etc. (Prost, 2018).

Les auteurs de ce chapitre ont participé à des travaux de recherche relatifs à la gestion de l'eau dans un contexte agricole. Chacun a choisi de traiter les problèmes posés (qualité de l'eau, quantité, érosion) en entrant par la conception des nouveaux systèmes agricoles à l'échelle du territoire. Cette entrée est déjà une première réduction dans la formulation du problème de conception. Elle nous a néanmoins permis de mettre en évidence des points clés relatifs à une gestion durable de l'eau. Dans ce chapitre, nous proposons de mobiliser différentes expériences décrites dans les études de cas (voir chapitres 15 à 20) pour construire une analyse transversale qui fasse vivre notre entrée « conception ». Cette analyse repose sur des propriétés des problèmes de conception exposées plus haut. La formulation du problème à résoudre et la formulation de solutions pour y répondre constituent deux pôles majeurs qui se répondent et se conditionnent l'un et l'autre tout au long du processus de conception. Ainsi, la section 2 de ce chapitre est centrée sur le

travail de formulation du problème de conception, la section 3 sur la formulation de solutions et la section 4 insiste sur la façon d'articuler formulation du problème et formulation des solutions.

## ⏩ Un travail spécifique autour de la formulation du problème posé dans le territoire

Tout processus de conception passe par un travail sur le problème à résoudre, qui doit être spécifié et précisé. Pour reprendre des termes de Vial Coutarel (2013), c'est ce qui permettra à des mondes différents (le monde de l'eau, le monde agricole), dont les logiques d'action, les temporalités et les attentes sont différentes, de se rencontrer autour de la gestion de l'eau. D'après nos travaux (chapitres 15, 17, 18), cela passe par deux phases :

– faire émerger la volonté relative au futur qui constituera la colonne vertébrale du processus de conception ;
– construire une représentation partagée du problème à résoudre.

Ces deux phases ne se succèdent pas nécessairement dans le temps, mais elles sont présentées l'une après l'autre pour souligner leurs spécificités.

### Projeter les acteurs d'un territoire sur l'atteinte d'une cible

Résoudre les problématiques liées à l'eau est un travail collectif, comme en attestent les différentes contributions de la partie « Études de cas » de cet ouvrage. Nous n'insisterons pas forcément sur l'enjeu de constitution du collectif : il est réel et décisif (voir chapitre 4). Nous insisterons ici sur l'importance, pour ce collectif, de définir ensemble l'objectif à atteindre.

Un enjeu fort de la gestion de l'eau est de faire en sorte que le travail collectif entrepris à partir d'un enjeu « eau » prenne un sens pour tous. Ce sens permettra aux participants d'en être de réels acteurs. En termes de processus de conception, on parle de définir collectivement une « volonté relative au futur » ou un « inconnu désirable ». En effet, on ne sait pas forcément si cet « inconnu » est réalisable, on ne sait pas encore dire par quoi cela va passer. Mais c'est vers lui que l'on souhaite tendre. En agronomie, c'est l'expression de « cible » de conception qui a souvent été utilisée. Lorsque les cibles de conception sont dictées par des problématiques d'eau, les acteurs agricoles peuvent parfois les ressentir comme des contraintes déconnectées de leurs propres enjeux. Il est donc nécessaire de définir une cible de conception à laquelle adhère l'ensemble des acteurs du territoire. C'est ainsi un point clé des démarches de modélisation d'accompagnement ComMod qui consacrent du temps en début de processus pour faire émerger une question commune à résoudre (Etienne, 2010 et 2014). Ces discussions passent par l'organisation d'un atelier avec des acteurs de différents organismes afin de confronter les points de vue variés : chacun propose une question qu'il souhaite traiter avec cette démarche en expliquant pourquoi. Ensuite, les différentes propositions sont confrontées pour retenir celles qui intéressent tous les participants.

Par exemple dans le cas de CauxOpération, les acteurs devaient gérer un problème d'érosion (voir chapitre 15). Les propositions initiales étaient différentes selon les organismes. Les acteurs de la chambre d'agriculture souhaitaient un outil d'échanges entre conseillers en productions végétales et conseillers en environnement afin de

limiter les conseils contradictoires en matière de réduction du ruissellement érosif. L'Association régionale pour l'étude et l'amélioration des sols désirait un outil de sensibilisation des agriculteurs qui s'installent en Normandie en vue de l'implantation d'aménagements antiérosifs en milieu agricole ou périurbain. Le syndicat de bassin versant était intéressé par un outil de gestion concertée du problème de ruissellement érosif à partir d'une réflexion sur les pratiques culturales. Les acteurs se sont mis d'accord pour engager une gestion collective du ruissellement érosif. L'accent était mis non seulement sur la modification des pratiques agricoles, mais aussi sur l'implantation d'aménagements d'hydraulique douce (bande enherbée, bassin de rétention). Le large objectif initial « limiter l'érosion » a été alors spécifié dans une cible plus concrète et partagée.

Le travail sur la cible est également un point clé de la méthode TRANSIT'EAU (voir chapitre 18). Dans les aires d'alimentation de captage touchées par une problématique de pollution aux nitrates, l'animateur de l'aire est chargé de faire émerger une cible agricole. La cible est exprimée en termes de quantité d'azote minéral présente dans les champs avant le début du drainage hivernal (le reliquat début drainage), qui permette ensuite d'atteindre l'objectif d'une eau peu chargée en nitrates. C'est cette double cible, du « reliquat début drainage » et de la « qualité de l'eau à atteindre », qui va sous-tendre l'ensemble du processus. Un travail collectif de mise à plat des objectifs et des attentes de chacun doit donc permettre de faire émerger non pas un consensus mou, mais une cible ambitieuse que chacun pourra s'approprier.

## Partager une représentation du problème à résoudre

Nos différentes expériences mettent en évidence l'importance de partager une représentation du problème à résoudre. Cela passe par le partage d'un diagnostic et des connaissances sur les mécanismes à l'œuvre. Les méthodologies de gestion de l'eau dans les captages donnent une grande place aux diagnostics : étude hydrogéologique pour délimiter le territoire, diagnostic de vulnérabilité, diagnostic territorial des pressions agricoles ou même diagnostic socio-économique agricole. Cela pourrait laisser penser que le problème à résoudre est bien formulé et partagé entre les acteurs impliqués. Mais est-ce vraiment le cas ? Plusieurs travaux ont montré l'inverse (par exemple, Jean-Baptiste *et al.,* 2017 sur le diagnostic territorial des pressions agricoles). Dans les terrains où nous sommes intervenus, nous avons à chaque fois constaté de vraies carences dans la compréhension de la situation : les propriétaires fonciers contestent la délimitation des aires d'alimentation de captage; les agriculteurs contestent la vulnérabilité de leurs parcelles; les diagnostics de pratiques agricoles sont lacunaires et ne permettent pas aux acteurs en présence de se construire une vision fonctionnelle des processus à l'œuvre; l'impact des différentes pratiques n'est pas abordé.

Ces carences minent le travail d'exploration des solutions ensuite. En effet, comment explorer et trier des solutions si l'on ne partage pas une vision des processus à l'œuvre dans un territoire ?

Pour pallier cette difficulté, des moments de synchronisation cognitive peuvent être organisés pour fournir des éléments d'explication aux acteurs impliqués. Ces éléments pourront être discutés, contestés ou enrichis pour faire émerger une vision commune du problème de conception. Il s'agit de partager une représentation fonctionnelle du problème à résoudre (Toffolini *et al.*, 2017).

La démarche Co-Click'Eau (voir chapitre 17) organise un travail spécifique autour de cet enjeu. Elle propose de constituer un comité technique, parallèle au comité de pilotage mis en place de façon réglementaire. Ce comité a pour fonction de formaliser l'expertise agricole locale. Il rassemble, sous forme de fiches, l'information sur les itinéraires techniques types actuels du territoire et des itinéraires moins courants mais d'intérêt pour la problématique du territoire. À partir de ces fiches, l'animateur calcule des indicateurs de performances agronomiques, environnementales et économiques définis par le comité technique. Les résultats de ces calculs sont organisés sous la forme d'une matrice technique avec, en ligne, les différents itinéraires techniques résumés par une combinaison milieu×culture×mode de conduite et, en colonne, les différents indicateurs. Sur la base de cette matrice, ce collectif construit le scénario du territoire actuel représenté par un assolement détaillé par milieu, culture et mode de conduite à l'échelle du territoire et des valeurs d'indicateurs de performances moyens. Cette coconstruction des fiches d'itinéraires techniques, de matrice technique et de scénario du territoire actuel facilite l'émergence d'une vision commune du problème à résoudre (Gisclard *et al.*, 2015).

Dans la démarche ComMod, un temps important est également consacré pour faire émerger une représentation partagée du problème à résoudre. Dans le cas de CauxOpération (voir chapitre 15), cette phase a inclus la coconstruction d'un modèle conceptuel de la problématique de l'érosion selon la méthode Ardi (Etienne *et al.*, 2010). Ce modèle permet de décrire les principaux acteurs, ressources, dynamiques et interactions participant à la gestion du problème de ruissellement érosif au sein d'un bassin versant. Un jeu de rôles est également réalisé : il met en situation agriculteurs, élus et animateurs de syndicats de bassins versants sur un territoire fictif, mais proche de leur réalité (Souchère *et al.*, 2010).

## ⏩ Formuler des solutions créatives et efficaces

À quoi faut-il être attentif pour favoriser la formulation de solutions en réponse à un problème de conception ? De nos travaux émergent deux réponses :
– la créativité du groupe qui participe au processus de conception ;
– l'intérêt de construire des solutions en se posant la question de leur efficacité par rapport à la problématique à résoudre.

### Des solutions créatives

Il existe de nombreux travaux de recherche sur la créativité en conception. En effet, il est attendu des concepteurs qu'ils fassent preuve de créativité pour trouver des solutions nouvelles et utiles aux problèmes à traiter. Or, cette créativité peut être entravée par ce qu'on appelle des effets de fixation. Certaines connaissances et solutions évidentes sont spontanément activées dans l'esprit des concepteurs, ce qui restreint l'éventail de leurs idées.

Un exemple de tâche créative, détaillée par Agogué *et al.* (2014), est appelée tâche de l'œuf (*egg task*). Il est demandé à des personnes de concevoir une façon de faire tomber un œuf d'une hauteur de 10 m sans le casser. La majorité des réponses mobilise trois stratégies : amortir la chute de l'œuf, ralentir la chute et protéger

l'œuf. Seuls quelques-uns suggèrent de congeler l'œuf ou d'entraîner un aigle à attraper l'œuf. Ces solutions, qui peuvent sembler fantaisistes, font pourtant appel à des propriétés de l'œuf qui seront précieuses pour formuler des solutions innovantes. Il existe de nombreuses techniques pour limiter ces effets de fixation : fournir des exemples en dehors de la zone de fixation (comme l'exemple de l'aigle pour la « tâche de l'œuf »), fournir des analogies, recadrer la formulation du problème, proposer des objectifs plus ouverts et abstraits (voir Crilly et Cardoso, 2017 pour une revue de littérature).

La question de la créativité est peu investie dans les domaines agricoles ou dans celui de la gestion de l'eau. En effet, les acteurs de ces domaines montrent peut-être plus de frilosité à se prêter à des exercices de créativité. Dans les cas d'étude où nous avons été impliqués, il y a néanmoins eu des propositions pour alimenter une certaine créativité.

La première proposition est rappelée dans les travaux de Vial Coutarel (2013) sur les aires d'alimentation de captage d'Ile de France. Elle consiste à donner une place particulière aux agriculteurs dans tous les cas où la gestion de l'eau et les pratiques agricoles sont liées. Cela peut sembler évident : la plupart des démarches tiennent pour acquis qu'il faut faire participer tous les acteurs concernés pour concevoir des dispositifs de gestion intégrée de la ressource en eau, agriculteurs y compris. Mais l'agriculteur a une place spécifique dans la formulation de solutions. En effet, il en sera non seulement le concepteur, mais l'exécutant final. De plus, l'agriculteur est le seul à pouvoir apporter le point de vue du travail agricole dans le processus. L'implication réelle des agriculteurs dans la formulation de solutions est donc une voie de créativité.

Plus largement, le panachage de profils d'acteurs enrichit le processus de formulation de solutions : il permet d'exprimer davantage de points de vue qui peuvent aussi générer de la créativité chez ceux qui les découvrent. À charge des animateurs de bien réfléchir à qui ils invitent et comment ils font circuler la parole pour que cette créativité soit maximale.

Au-delà du cercle des acteurs à impliquer dans la formulation de solutions, des outils peuvent soutenir la créativité. Dans Co-Click'Eau (voir chapitre 17) ou dans les démarches ComMod (voir chapitre 15), c'est le recours à une scénarisation très ouverte dans un espace de discussion sécurisé qui permet d'ouvrir des voies encore inexplorées. Par exemple, la démarche Co-Click'eau incite les acteurs à passer d'une logique courante orientée vers les moyens – « Que se passerait-il si… ? » – à une logique orientée vers les résultats – « Que faudrait-il faire pour… ? ». Avec cette approche, le simulateur propose parfois des changements techniques radicaux qui n'auraient jamais été proposés par les acteurs. Cela contribue à élargir le périmètre des propositions soumises à la discussion collective (Chantre *et al.*, 2016). Des outils tels que les cartes heuristiques (*mindmaps* ou cartes d'idées) peuvent compléter l'animation. Ils peuvent être mis en œuvre lors des ateliers de conception (Reau *et al.*, 2012), c'est-à-dire des temps spécifiques dédiés à la proposition de solutions où on ignore certaines contraintes pour être plus créatifs. De tels ateliers ont pu être mobilisés dans la démarche Transit'Eau (voir chapitre 18), dans le bassin aval de l'Aveyron (voir chapitre 16) et dans de nombreux autres cas d'étude comme en témoignent Berthet *et al.* (2016). Là encore, ces ateliers ont souvent pour vocation d'éviter des effets de fixation en pointant l'existence de solutions dans des voies peu empruntées jusque-là par les participants.

### Évaluer l'efficacité des solutions proposées par rapport au problème posé

Si nous sommes parfois réticents à renforcer à tout prix la créativité d'un collectif de travail, c'est que beaucoup de solutions qui émergeront de ces exercices ne sont pas réalisables ou pas efficaces. C'est le cas des effets limités du premier cycle de travail dans l'étude de l'Aveyron aval (voir chapitre 16). Il ne faut pas forcément se laisser contraindre par la faisabilité immédiate des solutions évoquées, c'est au contraire une erreur à éviter. Il faut en fait privilégier un autre critère, celui de l'efficacité des solutions proposées par rapport au problème de conception. Il s'agit de penser en termes d'impacts ou de résultats par rapport à la cible à atteindre. Par exemple, la démarche Transit'Eau s'attache à construire un projet local de territoire à partir de la logique de résultats : telles pratiques agricoles vont-elles effectivement permettre d'atteindre la cible de reliquat azoté début drainage visée dans une aire d'alimentation de captage touchée par un problème de pollution aux nitrates ? Cette démarche centrée sur les résultats est très liée à l'énoncé d'une cible de conception et nécessite de se doter d'indicateurs d'impact. C'est aussi ce que propose la démarche Co-Click'Eau (voir chapitre 17). Ce sont les acteurs du territoire qui débattent des critères à retenir pour construire et évaluer les scénarios, en se contraignant à penser en termes d'obligations de résultats et non de moyens.

Les indicateurs d'impact sont parfois relativement bien connus, comme dans le cas des problématiques de nitrates dans l'eau, mais ce n'est pas toujours le cas. Ainsi, il est plus complexe de définir des indicateurs évaluant l'impact des pratiques agricoles sur la pollution de l'eau par les produits phytosanitaires. En effet, les indicateurs IFT (Indice de fréquence de traitement) ou I-PHY[1] de la méthode Indigo® (Bockstaller et Girardin, 2006) suivent plutôt les pratiques agricoles que leurs impacts sur l'eau. On est donc, dans ce cas, encore peu outillé pour qualifier l'impact des solutions de conception sur la problématique à résoudre. D'autre part, de nombreux territoires font face à des enjeux multiples, ce que la gestion intégrée des ressources en eau cherche à prendre en compte. Ainsi, dans l'expérience conduite sur le bassin aval de l'Aveyron (voir chapitre 16), un dispositif d'évaluation a été mis en place pour permettre aux divers acteurs du territoire de juger les différents scénarios envisagés selon les critères en utilisant les indicateurs de leur choix (Allain, 2018). Les critères retenus ont été élaborés de manière participative pour rendre compte de la diversité des enjeux sur le territoire.

## ⏩ Faire vivre les itérations entre formulation de problème et formulation de solutions : vers une gestion adaptative ?

L'une des particularités des processus de conception, comme spécifié au début de ce chapitre, est que la formulation de problème et la formulation des solutions se font conjointement. On parle alors de coévolution problème-solutions (Dorst et Cross, 2001 ; Choulier, 2008 ; Wiltschnig *et al.*, 2013). Quelles sont les implications de cette coévolution ? Comment la faire vivre ?

1. I-PHY est un indicateur qui permet d'évaluer les impacts des pesticides sur l'environnement à l'échelle de la parcelle. Basé sur un système expert, il prend en compte les caractéristiques des substances actives, de la parcelle et les conditions d'application.

La coévolution problème-solutions complique la tâche des organisateurs de la conception. Mais si elle est ignorée, deux écueils apparaissent. Premièrement, cela crée des irréversibilités : on risque d'aller très loin dans la résolution d'un problème qui aura été mal formulé ou qui se sera réduit selon une direction qui peut ne pas être la plus pertinente ni la plus efficace. Deuxièmement, on ne bénéficiera pas de tous les apprentissages qui vont apparaître lors de la mise en œuvre des premières solutions et qui aident à poursuivre la conception plus efficacement.

Dans des problématiques complexes telles que celles qui engagent des pratiques agricoles, il est illusoire de penser que l'on peut identifier des solutions fermes, définitives et valables pour tous. Chaque agriculteur se saisira de ce qui a été proposé pour l'inclure dans son système de travail. Cela a été démontré par Vial Coutarel (2013) lors de ses recherches sur les aires d'alimentation de captage en Ile de France. Si une première phase de l'action dans les aires d'alimentation de captage concerne la conception d'un plan d'actions, la seconde phase renvoie à la conception d'un système agricole par l'agriculteur lui-même. Cela génère immanquablement des ajustements et de nouvelles propositions qui enrichissent le processus de conception. D'autre part, l'évaluation de l'impact des solutions de conception comporte une part d'incertitudes non réductibles, notamment celles liées au climat ou à la complexité des phénomènes à l'œuvre (hydrogéologiques, écophysiologiques, sociaux). Il faut donc renoncer à l'idée de formuler des solutions qui seraient les bonnes une fois pour toutes.

Comment faire vivre alors la coévolution problème-solutions dans une démarche dynamique et adaptative qui articulerait la définition d'une cible, la construction d'une représentation du problème à résoudre, l'exploration créative de solutions de conception efficaces ? Tous les outils qui connectent ces éléments de la démarche et permettent les itérations entre eux peuvent ici être utiles. Ainsi, les outils de simulation et de scénarisation tels que ceux mobilisés dans les démarches ComMod (voir chapitre 15) ou Co-Click'Eau (voir chapitre 17) permettent itérativement d'explorer une large gamme de solutions, d'en simuler les effets et de rediscuter éventuellement la cible de conception. De plus, la manipulation de ces outils permet aux acteurs de mettre à jour le modèle conceptuel inclus dans l'outil, c'est-à-dire les hypothèses relatives au phénomène modélisé, et ainsi de le discuter, l'enrichir, le reconstruire si nécessaire. Ici, la représentation fonctionnelle du problème à résoudre se modifie et peut réouvrir des idées de solutions, des débats sur la cible visée, etc. Dans la démarche Transit'Eau (voir chapitre 18), le tableau de bord est l'outil spécifiquement développé pour donner à voir sur le temps long le processus de conception en cours et pour alimenter les ajustements problème-solutions (Prost *et al.*, 2018). Ce tableau de bord combine plusieurs outils élémentaires (chaîne causale, indicateurs, seuils) qui permettent aux différents acteurs de suivre l'atteinte de la cible de conception dans l'aire d'alimentation de captage en formalisant, en toute transparence, le raisonnement agronomique choisi pour y parvenir. À ce titre, le tableau de bord est un outil clé pour suivre le dialogue (Cerf *et al.,* 2012) qui s'instaure entre formulation de problème et formulation de solutions, dans une démarche proche de la conception pas à pas (Meynard *et al.,* 2012).

Dans tous les cas, il s'agit de se doter de moyens pour ajuster le processus de changement dès que les résultats des mesures de gestion et d'autres événements sont mieux compris.

## ⏩ Perspectives et conclusion

Analyser la gestion de l'eau comme un processus de conception met l'accent sur plusieurs enjeux de ce processus complexe dont :

– l'importance de parvenir à faire formuler un problème à résoudre par le collectif d'acteurs impliqués ;
– l'importance de se doter collectivement d'une représentation fonctionnelle de ce problème ;
– l'équilibre à trouver entre la stimulation de la créativité des acteurs en présence et l'évaluation des solutions proposées en fonction de leur efficacité pour la problématique ;
– l'articulation, qui doit être maintenue dans le temps, entre formulation de problème et formulation de solutions pour valoriser les apprentissages générés au cours du processus.

Dans ce chapitre, nous avons décrit quelques outils mobilisés dans des cas d'étude pour traiter de ces différents enjeux. Ce sont des propositions construites pour des situations spécifiques. D'où l'importance d'avoir en tête les quatre enjeux génériques listés ci-dessus pour que chacun puisse redévelopper les outils qui lui sembleront les plus pertinents dans sa situation.

Sans que cela n'épuise l'ensemble des questions méthodologiques que posent les démarches de gestion intégrée de la ressource en eau, nous proposons ici quelques points de discussion.

**Le rôle des modèles dans la gestion de l'eau**. Leur utilité est largement débattue (Friedman *et al.,* 1984 ; Rekolainen *et al.,* 2003 ; Borowski et Hare, 2007 ; Pahl-Wostl, 2007). Ici, l'accent est mis sur les modèles proposant des représentations des problématiques à l'œuvre comme des modèles agronomiques ou hydrogéologiques, de flux, de territoires et d'acteurs. Ce sont des outils potentiellement précieux car ils peuvent aider les acteurs à se doter d'une représentation fonctionnelle des processus à l'œuvre. En revanche, il est nécessaire pour cela qu'ils ne soient pas des boîtes noires incompréhensibles pour les participants et qu'ils puissent être critiqués, amendés et enrichis par le collectif. À ces conditions, les modèles peuvent être de réels outils d'aide à la conception.

**L'importance des outils de pilotage pour la gestion de l'eau.** Parmi eux, nous avons insisté sur l'importance d'outils permettant de visualiser l'effet des changements implémentés. Cela suppose de disposer d'indicateurs qui seront capables de mesurer ces effets, ces impacts. Si la recherche agronomique a proposé de nombreux indicateurs d'évaluation, il s'agit principalement d'indicateurs de déclenchement d'une action ou de vérification de l'effet de cette action. Nous manquons d'indicateurs qui permettraient de suivre les états intermédiaires d'un système, et ainsi d'anticiper l'évolution de ce système et de s'y adapter (Toffolini *et al.,* 2016). De plus, comme souligné dans l'exemple de la pollution de l'eau par les produits phytosanitaires, nous avons besoin de nous doter d'indicateurs d'impact informant des processus complexes. Des outils agrègent les indicateurs et permettent un suivi dans le temps, comme le tableau de bord de Transit'Eau (voir chapitre 18). Ces outils sont encore trop rares. Enfin, ces indicateurs doivent être compris par les différents acteurs du territoire. Chaque acteur ayant ses propres critères d'évaluation, ses propres enjeux

et ses propres savoirs, il est nécessaire qu'il dispose des indicateurs adaptés ou qu'il choisisse parmi un ensemble d'indicateurs ceux qui lui semblent pertinents. C'est dans cet esprit que la démarche Kerbabel, mise en œuvre dans le cas de l'étude « Aveyron aval » (voir chapitre 16), propose aux parties prenantes un kiosque d'indicateurs dans lequel ils peuvent choisir ceux qui leur conviennent (O'Connor et Spangenberg, 2008).

**Rôle des animateurs.** Dans ce chapitre, on a finalement peu parlé des animateurs des processus pour parler davantage des tâches qui les attendent. Au-delà des objets intermédiaires divers et variés qui peuvent outiller leur travail, le savoir-faire de l'animateur reste le premier outil de la gestion intégrée de la ressource en eau (Richard-Ferroudji, 2008 ; Barataud *et al.,* 2014 ; Steyaert *et al.,* 2016). Nous espérons que ce chapitre attirera l'attention des animateurs sur des éléments peut-être moins connus que tous ceux qu'ils gèrent dans leur activité quotidienne.

## ⏩ Références bibliographiques


Agogué M., Kazakçi A., Hatchuel A., Masson P.L., Weil B., Poirel N., Cassotti M. 2014. The impact of type of examples on originality: explaining fixation and stimulation effects. *Journal of creative behavior*, 48(1):1-12.

Allain S., 2018. Vers une gestion structurelle de l'eau dans un territoire agricole en tension. Une démarche d'évaluation multicritère multi-acteur utilisant des simulations informatiques. Thèse de doctorat. Toulouse : INPT, 454 p. https ://prodinra.inra.fr/?locale=fr#!ConsultNotice :443629.

Barataud F., Benoit M., Beguin P., Havet A., Bail M.L., Martin P., Mathieu A., Reau R., Remy B., Vial L., 2014. *Accompagner les acteurs dans des démarches de protection de la ressource en eau.* Rapport final. Onema (Office national de l'eau et des milieux aquatiques), 73.

Berthet E.T.A., Barnaud C., Girard N., Labatut J., Martin G., 2016. How to foster agroecological innovations? A comparison of participatory design methods. *Journal of environmental planning and management*, 59(2):280-301.

Bockstaller C., Girardin P., 2006. Evaluation agri-environnementale des systèmes de culture : la méthode INDIGO®. *Oléoscope*, 85 : 4–6.

Borowski I., Hare M., 2007. Exploring the gap between water managers and researchers: difficulties of model-based tools to support practical water management. *Water resources management*, 21(7):1 049-1 074.

Buchanan R. 1992. Wicked problems in design thinking. *Design issues*, 8(2): 5-21.

Cerf M., Jeuffroy M.-H., Prost L., Meynard J.-M., 2012. Participatory design of agricultural decision support tools: taking account of the use situations. *Agronomy for Sustainable Development*, 32(4): 899-910. https://doi.org/10.1007/s13593-012-0091-z

Chantre E., Guichard L., Ballot R., Jacquet F., Jeuffroy M.H., Prigent C., Barzman M., 2016. Co-click'eau, a participatory method for land-use scenarios in water catchments. *Land use policy*, 59 :260-271.

Choulier D., 2008. *Comprendre l'activité de conception*. Belfort : Université de technologie Belfort-Montbéliard.

Crilly N., Cardoso C., 2017. Where next for research on fixation, inspiration and creativity in design? *Design studies*, 50: 1-38.

Darses F., Détienne F., Visser W., 2004. Les activités de conception et leur assistance. *In* : Falzon P., (ed.). *Ergonomie*. Paris : Presses Universitaires de France, 545-563.

Dorst K., Cross N., 2001. Creativity in the design process: co-evolution of problem-solution. *Design studies*, 22(5): 425-437.

Etienne Michel (coord.), 2010. *La modélisation d'accompagnement. Une demarche participative en appui au développement durable*. Versailles : Éditions Quæ, 384 p.

Etienne Michel (coord.), 2014. *Companion Modelling. A participatory Approach to support sustainable Development*. Springer.

Friedman R., Ansell C., Diamond S., Haimes Y.Y., 1984. The use of models for water resources management, planning, and policy. *Water resources research*, 20(7): 793-802.

Holling C.S., 1978. *Adaptive environmental assessment and management*. London: John Wiley & Sons.

Jean-Baptiste S., Guichard L., Reau R., Prost L., 2017. Co-construction d'un guide pour le diagnostic territorial des pressions et émissions agricoles. *Innovations agronomiques*, 57 : 35-52.

Meynard J.M., Dedieu B., Bos A.P., 2012. Re-design and co-design of farming systems. An overview of methods and practices. *In:* Darnhofer I., Gibbon D., Dedieu B., (eds). *Farming systems research into the 21st Century: the new dynamic*. Amsterdam: Springer, 405-429.

O'Connor M., Spangenberg J.H., 2008. A methodology for CSR reporting: assuring a representative diversity of indicators across stakeholders, scales, sites and performance issues. *Journal of cleaner production*, 16(13): 1399-1415.

Pahl-Wostl C., 2007. The implications of complexity for integrated resources management. *Environmental modelling and software*, 22(5): 561-569.

Prost L., 2018. Le design est-il un concept utile pour les agronomes ? *Agronomie, environnement et sociétés*, 8(2).

Prost L., Reau R., Paravano L., Cerf M., Jeuffroy M.H., 2018. Designing agricultural systems from invention to implementation: the contribution of agronomy. Lessons from a case study. *Agricultural systems,* 164: 122-132.

Reau R., Monnot L.A., Schaub A., Munier-Jolain N., Pambou I., Bockstaller C., Cariolle M., Chabert A., Dumans P., 2012. Les ateliers de conception de systèmes de culture pour construire, évaluer et identifier des prototypes prometteurs. *Innovations agronomiques*, 20 : 5-33.

Rekolainen S., Kämäri J., Hiltunen M., Saloranta T.M., 2003. A conceptual framework for identifying the need and role of models in the implementation of the water framework directive. *International journal of river basin management*, 1(4): 347-352.

Richard-Ferroudji A., 2008. L'animateur de bassin versant : insuffler vie à une communauté de l'eau. *Cosmopolitiques*, 17(l).

Simon H.A., 1973. The structure of ill structured problems. *Artificial intelligence*, 4(3-4): 181-201.

Souchère V., Millair L., Echeverria J., Bousquet F., Le Page C., Etienne M., 2010. Co-constructing with stakeholders a role-playing game to initiate collective management of erosive runoff risks at the watershed scale. *Environmental modelling and software*, 25(11): 1359-1370.

Steyaert P., Barbier M., Cerf M., Levain A., Loconto A.M., 2016. Role of intermediation in the management of complex sociotechnical transitions. *In:* Elzen B., Augustyn A.M., Barbier M., Van Mierlo B., (eds). *Agro-ecological transitions: changes and breakthroughs in the making.* Wageningen: Wageningen University Research, 257-281.

Toffolini Q., Jeuffroy M.H., Mischler P., Pernel J., Prost L., 2017. Farmers' use of fundamental knowledge to re-design their cropping systems: situated contextualisation processes. *Wageningen journal of life sciences*, 80: 37-47.

Toffolini Q., Jeuffroy M.H., Prost L., 2016. Indicators used by farmers to design agricultural systems: a survey. Agronomy for sustainable development, 36(1): 1-14.

Vial Coutarel L., 2013. *Étude de cas comparés et éléments sur les dispositifs de conception et de conduite de projets AAC*. Versailles : Onema-Inra.

Visser W., 2002. *A Tribute to Simon, and some - too late - questions, by a cognitive ergonomist.* Nancy: Inria (coll. Inria research reports).

Wiltschnig S., Christensen B.T., Ball L.J., 2013. Collaborative problem-solution co-evolution in creative design. *Design studies*, 34(5): 515-542.

## Chapitre 14

# Approches économiques pour la gestion intégrée des ressources en eau

François Destandau, Serge Garcia,
Alban Thomas et Sophie Thoyer

La gestion intégrée de la ressource en eau oblige à réinventer les politiques publiques en proposant des outils de régulation tenant davantage compte du fonctionnement des milieux naturels et des services qu'ils rendent. Pour cela, des solutions plus concertées et construites à l'échelle des bassins versants sont privilégiées, en cherchant à concilier les intérêts parfois divergents de l'ensemble des acteurs du territoire. Les sciences économiques fournissent des méthodes pour aider les décideurs publics à arbitrer entre des options ou à concevoir des outils innovants tenant compte de cette nouvelle approche, ainsi que de la spécificité de l'agriculture, notamment le caractère diffus des émissions polluantes.

Dans ce chapitre, nous présentons quatre méthodes économiques. Dans la première section, nous présentons l'analyse coûts-bénéfices et la méthode de la fonction de production. Dans la seconde section, nous développons la méthode des expériences de choix discrets et l'économie expérimentale.

Pour illustrer l'apport de ces méthodes, chacune d'elle est appliquée à une problématique de gestion intégrée de l'eau dans un contexte agricole.
– L'analyse coûts-bénéfices permet de mieux évaluer l'opportunité de construire un ouvrage destiné à accroître une offre en eau multi-usages : irrigation, hydroélectricité et régulation des inondations.
– La méthode de la fonction de production permet de mesurer la capacité du milieu à atténuer la pollution en estimant l'impact du type d'occupation du sol sur le coût de production d'eau potable ; cette information peut être précieuse pour la mise en place d'instruments de protection des aires de captage.
– La méthode des choix discrets est utilisée pour mieux comprendre les comportements d'adoption de contrats visant à encourager les bonnes pratiques agricoles, notamment dans leur dimension collective.
– Enfin, l'économie expérimentale permet de tester en laboratoire le comportement des agriculteurs confrontés à des politiques innovantes encourageant la réduction de la pollution diffuse par une création collective de zones tampon et une politique incitative de sanctions collectives.

## ⏩ Les études d'impacts

Une meilleure connaissance des externalités positives et négatives engendrées par un ouvrage hydraulique ou une occupation du sol offre une information précieuse aux décideurs publics pour orienter leurs politiques. C'est l'objet des deux méthodes présentées dans cette section. La méthode de la fonction de production permet d'estimer des bénéfices non marchands qui alimenteront les analyses coûts-bénéfices.

### Analyse *ex ante* d'une offre d'eau multifonctionnelle par l'analyse coûts-bénéfices

La diminution des ressources disponibles en eau douce dans de nombreuses parties du monde implique une mobilisation accrue des décideurs publics autour d'une véritable gestion quantitative, mais également qualitative de l'eau. La gestion quantitative peut reposer sur une gestion de la demande en eau dans ses différents usages, privilégier une politique de l'offre visant à augmenter les ressources en eau mobilisables ou intégrer également des objectifs de diminution de la consommation. Jusqu'à un passé récent, les décideurs publics demandaient aux économistes et aux sociologues d'identifier les leviers d'action en termes de diminution de la consommation en eau, et confiaient aux ingénieurs le soin de mobiliser, par des ouvrages dédiés, une ressource plus abondante ou d'un accès plus stable. Il est cependant apparu, d'abord dans les pays anglo-saxons, que les méthodes des économistes étaient nécessaires pour arbitrer entre des projets d'ouvrages concurrents, selon un critère d'utilisation optimale de ressources financières limitées. Ainsi, les politiques de l'offre destinées à l'augmentation des ressources accessibles en eau supposent des investissements importants pour des ouvrages dont la durée de vie est souvent très longue (barrages, retenues, systèmes collectifs d'adduction ou de distribution, etc.), et les bénéfices associés doivent être évalués sur le long terme. Par conséquent, il est essentiel de disposer d'un outil d'aide à la décision permettant de classer les différents projets proposés pour une demande de financement, en fonction des flux de bénéfices attendus et de leurs coûts.

L'analyse coûts-bénéfices est utilisée depuis les années 1990 aux États-Unis et dans certains pays européens. Elle est recommandée par la plupart des grands organismes internationaux (Organisation mondiale de la santé, Programme des Nations Unies pour l'environnement, etc.). L'analyse coûts-bénéfices est un instrument d'appui à la mise en place de politiques et de projets publics ainsi que de stratégies privées. La durée, les populations ou les secteurs concernés peuvent être différents. L'approche consiste d'abord à combiner des informations scientifiques et techniques sur un ensemble d'options concurrentes, ainsi que des informations sur les préférences sociales associées aux différentes options, afin d'en caractériser les bénéfices et les coûts (Boardman *et al.*, 2001). La comparaison des coûts et des bénéfices des différentes options possibles fournit alors un critère de décision relativement simple : on choisit parmi les options celle qui a le rapport coûts-bénéfices le plus avantageux (c'est-à-dire le plus faible) (Hanley et Spash, 1995).

Contrairement à ce que l'on pourrait penser, l'analyse coûts-bénéfices doit intégrer l'ensemble des impacts directs et indirects d'une politique, ce qui oblige à bien caractériser la population pertinente, potentiellement impactée directement ou non par

**Encadré 14.1. Exemple d'une analyse coûts-bénéfices.**

Pour illustrer ce propos, un exemple d'une politique visant à accroître les ressources en eau mobilisables pour l'irrigation par une retenue artificielle est analysé. Les informations nécessaires pour une analyse coûts-bénéfices comprennent :

- M : le coût initial du projet supporté à la date t = 0
- T : la durée de vie du projet
- $B_t$ : les bénéfices annuels pour la société
- $C_t$ : les coûts annuels
- δ : le taux d'actualisation[1].

Ces informations permettent de calculer la valeur actualisée nette (VAN), qui est un indicateur du bénéfice net du projet et qui pondère les bénéfices et les coûts selon le moment de leur apparition dans le temps.

$$VAN = -M + \sum_{t=0}^{T} \left[ \frac{B_t - C_t}{(1+\delta)^t} \right]$$

Ici, les coûts et les bénéfices sont définis de façon très générale, pouvant inclure des éléments marchands ou non marchands. C'est le cas des bénéfices environnementaux pour lesquels une évaluation particulière devra être effectuée (voir la section suivante : « Évaluation de l'effet des usages du sol sur la qualité de l'eau »). En revanche, ces éléments doivent pouvoir être tous convertis en valeur monétaire afin, notamment, d'agréger les bénéfices de différente nature. Si les coûts et les bénéfices sont connus, il est possible de calculer le taux de rentabilité interne comme la valeur de δ qui annule la valeur actualisée nette.

1. Le taux d'actualisation convertit les gains monétaires futurs en valeur monétaire de la période actuelle.

la politique ou le projet évalués. Ainsi, les bénéfices d'un projet public peuvent être différents selon les catégories de la population. Une analyse coûts-bénéfices doit donc détailler les impacts pour toutes ces catégories si des effets hétérogènes sont anticipés. Enfin, la situation de *statu quo* doit toujours faire partie de l'éventail des options possibles, de façon à déterminer si une modification de la situation actuelle (ou de la politique en cours) est nécessaire.

Des difficultés conceptuelles et méthodologiques sont abordées dans la littérature (Makowsky et Wagner, 2009) ; elles sont relatives à la conversion des bénéfices en valeur monétaire, à l'agrégation de ces valeurs sur des populations concernées différentes avec des effets hétérogènes, etc. La dimension politique des choix à effectuer pour résoudre ces difficultés ne doit pas être négligée – ce qui va au-delà du rôle positif (non prescriptif) des approches économiques –, mais elle nécessite de bien expliciter les différentes étapes de l'analyse coûts-bénéfices.

Dans le cas d'un projet d'amélioration de la disponibilité en eau d'irrigation, les étapes principales de l'analyse coûts-bénéfices sont les suivantes :

- définir les populations pertinentes à inclure dans l'analyse en dehors des irrigants, par exemple la population rurale non agricole locale, les employés du secteur agroalimentaire, les consommateurs d'eau résidentielle, etc. ;
- déterminer les projets à considérer (filières techniques ou type d'ouvrage) ;

**Encadré 14.2. Évaluation du potentiel d'un projet de mobilisation de la ressource en eau en Éthiopie.**

Blackmore et Whittington (2008) ont utilisé l'analyse coûts-bénéfices pour évaluer le potentiel d'un projet de mobilisation de la ressource en eau en Éthiopie, plus précisément un barrage multi-usages avec un intérêt partagé entre plusieurs pays riverains du Nil bleu (Éthiopie, Soudan et Égypte). Le projet prévoyait une production d'énergie (hydro-électricité) en Éthiopie, l'accroissement de la disponibilité de la ressource en eau à destination des agriculteurs en Éthiopie et dans les pays en aval, ainsi qu'un meilleur contrôle des risques d'inondation. De plus, un effet environnemental positif du projet concernait la réduction potentielle des émissions de dioxyde de carbone, en raison de la substitution des sources d'énergie traditionnelles par l'hydro-électricité.

Concernant les coûts, l'analyse de Blackmore et Whittington (2008) intégrait les investissements en capital et les coûts opérationnels, mais également le coût d'opportunité[1] des terres inondées, le coût du relogement des populations localisées sur le site du barrage et enfin la prise en compte du risque catastrophique (rupture du barrage). Avec un taux d'actualisation de 3 % par an, le rapport bénéfices/coûts est de 3,7. Avec un taux d'actualisation de 6 % par an, il passe à 1,8. Les coûts pèsent le plus souvent sur les premières années du projet, notamment du fait des coûts d'investissement. Les bénéfices sont délivrés à des périodes plus lointaines, avec un poids relatif qui décroît avec le taux d'actualisation. De plus, l'étude a montré un risque catastrophique de 0,01 % et une réduction du risque d'inondation de 50 %. On peut en conclure que des valeurs moins optimistes auraient conduit à des rapports bénéfices/coûts moins favorables au projet.

1. Le coût d'opportunité représente la valeur de l'usage de ces terres dans le cas où le projet n'est pas mis en œuvre ; autrement dit, la valeur de la meilleure option alternative (non retenue).

– choisir un type d'évaluation (marchande) des impacts économiques de chaque projet (productivité et diversité des cultures, consommation en eau d'autres secteurs, baisse des dépenses de santé et risque d'inondation, etc.) ;
– choisir un type d'évaluation (marchande ou non) des impacts écologiques et environnementaux associés à chaque projet (sur la salinité, les dommages aux milieux aquatiques, etc.) ;
– choisir un critère d'agrégation des bénéfices futurs et un taux d'actualisation ($\delta$) ;
– conduire une analyse de sensibilité des valeurs calculées des coûts et bénéfices ci-dessus ;
– proposer une recommandation de la mesure de politique fondée sur le rapport bénéfice / coût mesuré en valeur actualisée, le plus élevé.

Pour plus de détails et des applications de ces différentes étapes, on se réfèrera en particulier à Boardman *et al.* (2001) et Thomas et Gozlan (2006).

## Évaluation de l'effet des usages du sol sur la qualité de l'eau par la méthode de la fonction de production

Les usages des sols impactent la qualité des eaux brutes (eaux souterraines et de surface).

Une étude sur le bassin versant des sources de Vittel montre une concentration en nitrates dans les zones forestières vingt fois moins élevée que sous les cultures de blé, et soixante fois moins élevée que sous une culture de maïs fourrage (tableau 14.1). Les taux sont similaires pour d'autres polluants tels que les pesticides (Giri et Qiu, 2016).

**Tableau 14.1.** Concentrations moyennes en nitrates sous différents couverts végétaux mesurées sur le bassin versant des sources de Vittel entre 1989 et 1992 (Benoît et Papy, 1997).

| Couverts végétaux | Moyenne (mg $NO_3$/l) |
|---|---|
| Forêts | 2 |
| Prés de fauche | 19 |
| Pâturages | 31 |
| Prairies temporaires | 28 |
| Céréales de printemps | 32 |
| Blé d'hiver | 46 |
| Orge d'hiver | 62 |
| Colza | 120 |
| Maïs fourrage | 126 |

Mesures relevées par bougies poreuses enterrées à 1,1 m de profondeur.

Les économistes de l'environnement utilisent des méthodes d'évaluation économique en mesurant la perte ou le gain de bénéfices pour la société résultant de la dégradation ou de l'amélioration de la qualité de l'environnement. Lorsque les usages du sol ont un impact positif ou négatif sur la production d'un bien marchand comme l'alimentation en eau potable, les variations de bénéfices peuvent être évaluées par la fonction de production du bien marchand. Ces valeurs peuvent être utilisées pour comparer les bénéfices d'une bonne qualité des eaux brutes aux coûts du changement des pratiques les plus polluantes afin d'orienter les choix des agriculteurs et des gestionnaires des écosystèmes.

Afin de calibrer les instruments tels que les paiements pour services environnementaux, il est nécessaire de préciser l'impact des différents usages du sol sur la qualité des eaux brutes, et celui des processus écologiques en jeu et à quelle échelle spatiale ils interviennent. *In fine,* c'est ce qui permet de donner une valeur aux externalités produites par les différents usages.

Notre approche est donc construite sur l'hypothèse suivante : les eaux brutes provenant d'un bassin de captage ont des qualités différentes selon la part des différents usages du sol sur le territoire. Le traitement nécessaire pour la potabilisation de l'eau peut donc être plus ou moins lourd et sophistiqué, et se répercuter sur les coûts de l'alimentation en eau potable. L'effet des usages du sol sur la qualité de l'eau peut donc être quantifié à partir des coûts supportés par les services d'alimentation en eau potable. Notre méthode d'évaluation est basée sur une modélisation bioéconomique de la technologie mise en œuvre dans ces services. Les relations avec les usages des sols sont explicitement prises en compte, ainsi qu'un certain nombre de facteurs de contrôle caractérisant les services d'alimentation en eau potable (volume d'eau

produit, longueur du réseau, etc.). Les variations de coûts – ou des prix de l'eau utilisés dans nos études comme indicateurs des coûts – donnent la valeur des impacts des différents usages du sol. Le modèle complet est schématisé par la figure 14.1.

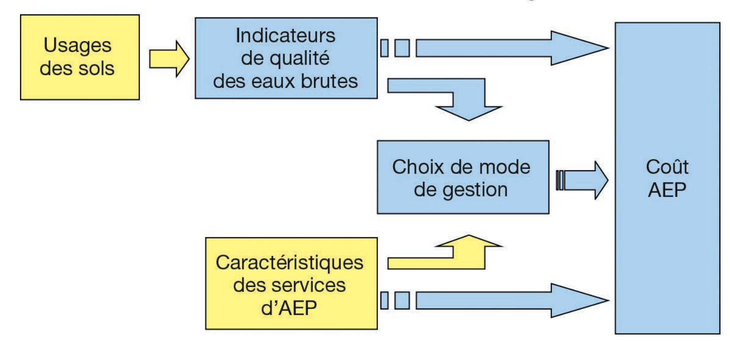



**Figure 14.1.** Le modèle bioéconomique de qualité des eaux et d'alimentation en eau potable (AEP).

Code couleur. Jaune – facteurs exogènes, bleu – variables endogènes (Fiquepron *et al.*, 2010).

À partir des mesures de paramètres de qualité identifiés comme les plus problématiques (pesticides et nitrates), Fiquepron *et al.* (2013) estiment la relation de causalité de différentes utilisations des terres (forêt, prairies permanentes, grandes cultures céréalières, viticulture et arboriculture), et aussi de la densité (nombre/ha) de bovins et de porcins sur la qualité de l'eau. Le degré de qualité des eaux brutes impacte les coûts d'alimentation en eau potable et le choix du mode de gestion publique ou déléguée. En effet, le choix de la délégation privée par les communes est souvent expliqué par des conditions complexes d'exploitation du service.

L'exercice de l'évaluation monétaire des externalités produites par les usages du sol a été réalisé à l'échelle de la France. Il montre que la forêt a un effet positif sur la qualité de l'eau brute par rapport aux autres usages du sol, avec comme effet indirect la baisse des coûts de l'eau potable produite. Cet effet sur les coûts est faible (< 0,01 €/m$^3$ d'eau potable facturée), mais il représenterait une économie potentielle de presque 12 millions €/an pour l'ensemble des consommateurs français.

En outre, les questions liées aux interactions spatiales sont cruciales à la fois au niveau du processus écologique de diffusion, de protection ou de filtration des polluants, mais également sur le marché local de l'alimentation en eau potable. Les coûts de l'alimentation en eau potable peuvent être affectés par la difficulté pour les gestionnaires des services de disposer d'un volume suffisant en eau brute et de qualité satisfaisante. Ils sont alors contraints d'utiliser des ressources plus lointaines, ce qui augmente la pression sur les coûts d'approvisionnement. Enfin, les limites des services d'alimentation en eau potable et de l'occupation des sols ne correspondent généralement pas. L'impact de l'utilisation des sols sur les coûts des services devrait donc être mesuré en tenant compte de l'occupation des sols sur une échelle plus large que celle d'un service.

Ainsi, Abildtrup *et al.* (2013, 2015) ont pris en compte l'échelle spatiale du processus écologique et les interactions spatiales entre les services d'alimentation en eau potable pour estimer la valeur des externalités des différents usages de sol.

L'application économétrique est réalisée sur un échantillon de services d'alimentation en eau potable du département des Vosges en France. Les résultats montrent que l'agriculture est la principale cause de coûts plus élevés de l'alimentation en eau potable. Dans le même temps, l'effet positif de la forêt par rapport aux terres agricoles est confirmé, mais sans différence notable par rapport à d'autres usages du sol jugés peu ou pas polluants (prairies, marécages, etc.) sur la zone du service d'alimentation en eau potable. Ces résultats justifient l'usage de zones tampons pour améliorer la capacité épuratrice des milieux naturels.

Par ailleurs, les forêts voisines entraînent une diminution des coûts de l'alimentation en eau potable pour le service observé, cela montre qu'elles protègent les eaux brutes à une plus grande échelle. Enfin, lorsqu'un hectare de terre agricole est remplacé par un hectare de forêt, le service écologique ou externalité positive fourni par la forêt atteint des valeurs allant jusqu'à 140 €/ha/an.

L'évaluation par la méthode de la fonction de production permet d'identifier l'impact des différents usages du sol sur la qualité des eaux brutes. Elle permet aussi d'estimer des valeurs des externalités positives de certains usages (en particulier, les milieux forestiers) et des externalités négatives produites par d'autres usages comme l'agriculture. Ces valeurs peuvent servir de base pour calibrer les paiements pour services environnementaux aux propriétaires fonciers pour les inciter à adopter des pratiques moins polluantes ou à changer de système de production. Plus généralement, les approches d'évaluation des externalités sont indispensables dans les analyses coûts-bénéfices de projets publics et dans l'aide à la décision et à la conception des politiques publiques.

## ⏩ Les études comportementales

Dans cette section, nous présentons deux méthodes pour aider le décideur public à anticiper le comportement individuel et collectif d'acteurs soumis à des politiques telles que des taxes ou des subventions les incitant à adopter des comportements plus respectueux de l'environnement.

### Analyse du comportement d'adoption des mesures agro-environnementales et climatiques par la méthode des choix discrets

Dans le cadre des lois issues du Grenelle de l'Environnement, en 2008 et en 2009, la France s'est dotée d'un plan ambitieux de reconquête de la qualité de l'eau dans les captages « prioritaires », c'est-à-dire dans les bassins versants où l'alimentation en eau potable est menacée par la pollution. Cofinancées par les agences de l'eau et l'Union européenne dans le cadre du deuxième pilier de la politique agricole commune (PAC), les mesures agro-environnementales et climatiques sont l'un des principaux instruments économiques mobilisés par ces programmes pour inciter les exploitants agricoles à adopter des pratiques plus respectueuses de la qualité de l'eau. Il s'agit de contrats proposés aux agriculteurs volontaires pour une période de cinq ans, spécifiant les pratiques agricoles à suivre sur les parcelles engagées en contrepartie d'un paiement annuel.

En France, les évaluations des mesures agro-environnementales sur la période 2000-2006 ont souligné leur trop faible taux d'adoption (Cour des comptes européenne,

2011) et ont mis en évidence que ce sont les mesures les moins exigeantes qui sont généralement souscrites, avec pour conséquence un impact très décevant sur l'amélioration de la qualité des eaux (Chabé-Ferret et Subervie, 2013). Pour l'Union européenne, les États membres ou les régions – chargées désormais de la mise en œuvre de ces mesures –, l'un des enjeux est de reformuler le dispositif de contractualisation proposé, de façon à le rendre plus attractif et efficient. Ainsi, si l'on souhaite obtenir une plus grande participation des agriculteurs, une solution est de faire évoluer les termes des contrats proposés pour mieux tenir compte de leurs contraintes et de leurs préférences. La solution la plus simple serait bien sûr d'augmenter les paiements associés aux contrats, mais ceux-ci sont limités par les contraintes budgétaires, d'une part, et par les engagements pris dans les accords agricoles de l'Organisation mondiale du commerce, d'autre part. Ces engagements stipulent que ces paiements doivent être calculés de façon à couvrir seulement les coûts additionnels et les éventuels manques à gagner liés à la mise en œuvre du changement des pratiques imposé par la mesure agro-environnementale. En dehors de la question du montant alloué, la durée de contractualisation, aujourd'hui fixée à cinq ans, ou certaines exigences du cahier des charges ou du contrôle peuvent aussi influencer fortement les décisions des agriculteurs de participer aux programmes agro-environnementaux engagés sur leur territoire. Comment donc proposer des clauses de contrats mieux adaptées ? Cette question s'inscrit clairement dans une logique d'appui à la décision publique, elle exige de conduire une évaluation *ex ante* de contrats innovants.

## Éléments méthodologiques

La méthode des expériences de choix discrets est classiquement utilisée par les sciences du marketing pour mesurer le consentement des consommateurs à payer pour différentes caractéristiques d'un bien nouveau que l'on souhaite mettre sur le marché. Elle repose sur la théorie développée par Lancaster (1966) qui stipule que la consommation d'un bien procure une utilité dépendante des caractéristiques (ou « attributs ») de ce bien. Les consommateurs font leurs arbitrages en comparant les attributs des biens, plutôt que les biens eux-mêmes.

Transposée à l'évaluation de scénarios de politiques publiques, la méthode des expériences de choix discrets consiste donc à construire des enquêtes dans lesquelles les répondants sont placés dans un contexte de choix entre plusieurs scénarios hypothétiques, mais réalistes. Chaque scénario est décrit par un certain nombre d'attributs (par exemple des clauses de contrat), dont un attribut de coût ou de paiement. Par rapport aux enquêtes classiques, les expériences de choix discrets permettent de mieux contrôler à la fois le contexte du choix et la description du scénario évalué. Elles permettent aussi de mesurer les arbitrages réalisés par les répondants entre les attributs (Hanley *et al.*, 1998). Cependant, ces méthodes reposent sur des préférences déclarées dans les enquêtes et non des préférences révélées par des choix observés.

Plusieurs études récentes ont mobilisé la méthode des choix discrets pour mieux comprendre les éléments intervenant dans le choix de contrats agro-environnementaux. Elles montrent que le consentement à recevoir des agriculteurs – c'est-à-dire le paiement exigé pour accepter de signer un contrat – augmente lorsque :
– la durée du contrat est plus longue ;
– les conditions de rupture du contrat sont durcies ;

– les agriculteurs bénéficient de moins de flexibilité dans le choix des parcelles engagées ou dans le respect du cahier des charges (Espinosa-Goded *et al.*, 2010).

La méthode des choix discrets permet aussi d'anticiper les paiements, qui seraient suffisamment incitatifs pour déclencher les taux de participation visés par la puissance publique. En ce sens, les expériences de choix discrets sont un outil appréciable d'évaluation *ex ante* d'un dispositif qu'on voudrait mettre en place.

### Illustration sur un contrat agro-environnemental de réduction des herbicides en vigne

Pour illustrer la méthode des choix discrets, prenons l'exemple d'une enquête de ce type menée auprès de viticulteurs en Languedoc-Roussillon en 2012 pour tester un contrat agro-environnemental innovant de réduction des herbicides : celui-ci allie un paiement individuel classique et un bonus versé conditionnellement à l'atteinte d'un seuil de contractualisation à l'échelle du territoire (Kuhfuss *et al.*, 2016). Un tel contrat n'existe pas dans la réalité, mais il pourrait être envisagé pour inciter les agriculteurs à s'engager plus massivement dans la dynamique des mesures agro-environnementales et climatiques.

Objectifs. La logique sous-jacente est la suivante : offrir un bonus à chaque agriculteur ayant signé la mesure agro-environnementale si une part suffisante de la surface totale du bassin versant est engagée permettrait de les rassurer sur le fait que leur engagement n'est pas isolé et que la puissance publique cherche à obtenir des résultats effectifs en termes de qualité de l'eau. Cela aide aussi à signaler l'évolution souhaitable de la norme sociale : par exemple passer du désherbage chimique, longtemps considéré comme la référence du « bon travail » chez les viticulteurs, à des pratiques alternatives plus respectueuses de l'environnement telles que le désherbage mécanique ou l'enherbement maîtrisé.

Choix des attributs. Un premier choix des attributs et de leurs niveaux a d'abord été réalisé en concertation avec des experts et des conseillers des chambres d'agriculture, validé ensuite par des groupes ciblés réunissant des viticulteurs. Trois des attributs choisis étaient assez classiques, ils caractérisaient le cahier des charges de la mesure :
– le pourcentage de réduction des herbicides imposé par la mesure agro-environnementale, variant de 30 % à 100 % ;
– la possibilité ou non d'utiliser de manière ponctuelle les solutions chimiques pour un désherbage localisé ;
– la fourniture ou non d'un accompagnement administratif et technique.

À ces attributs, a été ajouté le « bonus final conditionnel », un attribut proposant un paiement supplémentaire forfaitaire aux viticulteurs engagés à l'issue de cinq années de contractualisation, à condition que plus de 50 % de la surface viticole du bassin versant soit couverte par cette mesure agro-environnementale de réduction des herbicides. Enfin, l'attribut de paiement de la mesure variait de 90 € à 500 €/ha engagé.

Mesures alternatives proposées. La combinaison de tous les niveaux de tous les attributs a permis de générer l'ensemble des mesures alternatives regroupées dans des « cartes de choix » présentées aux viticulteurs enquêtés. Pour limiter la charge cognitive des répondants, chaque carte de choix ne combine que deux alternatives, ainsi que la possibilité de choisir le *statu quo*, c'est-à-dire la situation actuelle du répondant.

Enquête et résultats. La diffusion du questionnaire s’est faite par internet. L’analyse des 272 réponses exploitables a permis de mesurer les consentements à recevoir moyens des viticulteurs pour chaque niveau d’attribut.

Les résultats confirment, entre autres, que la proposition d’un bonus et d’un accompagnement administratif et technique joue positivement dans la décision des viticulteurs de s’engager dans une mesure agro-environnementale. Plus intéressant encore, ils révèlent que les viticulteurs ont une préférence tellement forte pour des contrats proposant un bonus conditionnel qu’ils sont prêts à s’engager pour des montants par hectare bien plus faibles – même en incluant le paiement supplémentaire lié au bonus – que ceux qu’ils acceptent pour les contrats classiques. Autrement dit, avec des contrats incluant un bonus, il est possible d’engager plus de viticulteurs du même territoire dans la mesure et d’obtenir des surfaces sous contrat plus grandes, pour un budget global plus faible. Ce résultat peut ainsi guider le décideur public vers la construction de contrats plus performants s’appuyant sur la valorisation d’un engagement collectif.

Il existe déjà quelques expériences de ce type, notamment lorsqu’il est essentiel de pouvoir engager des surfaces contigües dans des contrats, par exemple pour établir des corridors de biodiversité traversant plusieurs exploitations, ou pour établir des zones de débroussaillement limitant les risques incendies. La PAC 2014-2020 a aussi autorisé la mise en place de contrats collectifs et de bonus spécifiques dans le cas de contrats qui exigent que plusieurs agriculteurs de la même zone s’engagent pour qu’on puisse observer une réelle amélioration environnementale.

## Analyse de l’efficacité de politiques de régulation de la pollution diffuse par l’économie expérimentale

L’expérimentation en laboratoire est désormais pratiquée par de nombreux économistes, avec pour point d’orgue les travaux de Kahneman et Smith, lauréats du prix Nobel en 2002. C’est une approche complémentaire à la modélisation théorique et à l’analyse empirique. En effet, la modélisation théorique permet d’étudier l’impact de variables d’une politique sur une fonction objectif en posant des hypothèses sur le comportement des agents. Quant aux analyses empiriques, elles permettent d’observer des comportements réels dans un environnement où la multitude des facteurs pouvant influencer le résultat rend difficile l’analyse de l’impact d’une variable en particulier.

### Éléments théoriques

L’économie expérimentale propose une méthode intermédiaire en observant des comportements réels d’individus régulés dans un environnement contrôlé pour mieux observer l’impact de chaque variable. Cela permet, par exemple, de vérifier des hypothèses théoriques sur les comportements des agents. Cette approche est notamment utilisée pour observer le comportement d’individus devant se coordonner pour gérer une ressource commune. Des comportements coopératifs ou non coopératifs (passagers clandestins[1]) peuvent ainsi apparaître. Deux approches peuvent être distinguées :

– l’expérimentation en laboratoire avec une population de joueurs homogènes (des étudiants) afin de tester des mécanismes sans considération subjective extérieure ;

1. Le comportement de passagers clandestins est non coopératif. Il consiste à profiter de l’effort des autres pour maximiser un gain individuel.

– l'expérimentation sur le terrain avec des acteurs de terrain pour observer des différences de comportements par rapport à une population d'étudiants.

Dans tous les cas, l'objectif est d'étudier la résultante collective de décisions individuelles dans un groupe. Dans les expériences, les joueurs sont isolés[2] pour qu'ils prennent leur décision sans connaître la composition de leur groupe. Une particularité de ce type d'expériences sociales est également que les participants sont rémunérés à la fin de la séance pour s'assurer que chacun « joue le jeu ». Pour plus d'information sur le déroulement des expériences ainsi que sur l'étendue de la littérature, on se réfèrera à Eber et Willinger (2012).

## Illustration de l'approche de l'économie expérimentale

La méthode de l'économie expérimentale a été appliquée à une problématique de régulation de pollution diffuse agricole pour parvenir à une norme de qualité ambiante : le bon état des milieux aquatiques. Pour atteindre une norme de qualité, l'économiste doit trouver des instruments pour inciter les agriculteurs à utiliser des pratiques plus respectueuses de l'environnement. Cependant, le caractère diffus de cette pollution complique l'identification de ses sources ; ce qui rend inapplicable des instruments économiques traditionnels tels que la taxe sur les effluents. D'autres outils doivent donc être envisagés. Segerson (1988) propose la « taxe ambiante » qui vise à sanctionner l'ensemble des sources de pollution potentielles lorsqu'une norme de qualité n'est pas respectée. Cet instrument, performant en théorie, est peu acceptable puisqu'il mène à sanctionner de la même façon les bons et mauvais élèves. Une autre solution consiste à accroître la capacité épuratrice du milieu en encourageant les agriculteurs à entretenir des zones tampons comme des bandes enherbées ou des zones humides. Un effort collectif est ici nécessaire pour que la politique porte ses fruits.

Dans notre illustration (Destandau *et al.*, 2018), nous souhaitons combiner ces deux instruments (taxe ambiante et croissance des capacités épuratrices) car ils peuvent être complémentaires. La possibilité de réduire la pollution par une zone tampon offre davantage de possibilités aux agriculteurs pour éviter la taxe ambiante, la rendant ainsi plus acceptable. Par ailleurs, la menace de la taxe ambiante peut faciliter la coordination nécessaire à la construction de zones tampons. Plus précisément, pour atteindre la norme ambiante, et donc éviter de payer la taxe ambiante, les pollueurs devront se coordonner pour :
– réduire suffisamment la quantité globale d'intrants polluants ;
– apporter une contribution collective suffisante à des zones tampons.

Si une combinaison de plusieurs instruments est souvent préconisée (Goulder et Parry, 2008), une politique trop peu lisible pourrait la rendre difficilement applicable. L'objectif de l'expérience est de tester la pertinence de ce double instrument. Les pollueurs vont-ils réussir à se coordonner pour permettre au milieu aquatique d'atteindre la norme de qualité ambiante ?

L'expérience est décontextualisée. Elle a eu lieu au laboratoire d'économie expérimentale de Strasbourg (LEES) avec des étudiants, sans aucune référence à la

2. Par exemple dans des box individuels dans une salle informatique où plusieurs groupes jouent sans que quiconque ne sache qui compose son groupe. Les expériences peuvent aussi se dérouler de façon plus sommaire sur du papier.

pollution, ou aux zones tampons dans les instructions. À chaque période, il est demandé aux participants d’affecter un maximum de huits jetons à des comptes A correspondant à la quantité d’intrant polluant pour l’expérimentateur et à des comptes B correspondant à la contribution à la zone tampon pour l’expérimentateur. Une lecture collective des instructions et une phase de tests permettent de s’assurer que chaque joueur a bien compris les règles du jeu : ce que rapportent les jetons mis dans le compte A, ce que coûtent les jetons mis dans le compte B, et le risque de devoir s’acquitter d’un coût supplémentaire, c’est-à-dire la taxe ambiante pour l’expérimentateur, si la contribution collective au compte A est excessive et la contribution collective au compte B insuffisante. La taxe ambiante est calculée de telle façon que les joueurs ont intérêt à l’éviter et, de ce fait, contribuent au respect de la norme de qualité ambiante.

Concrètement, 96 étudiants tirés au sort parmi 1 000 ont participé à cette expérience. Ils sont répartis en 16 groupes de 6 joueurs. Pour l’expérimentateur, chaque groupe représente un sous-bassin versant. Les groupes sont indépendants les uns des autres. Avec la régulation, les joueurs doivent se coordonner pour réduire suffisamment leurs intrants ou pour contribuer suffisamment à la zone tampon. Chacun de ces deux équilibres génère le même gain aux joueurs, ce qui complique la coordination. En effet, des stratégies mixtes dans un même groupe feront échouer la politique. De plus, certains joueurs peuvent profiter de l’anonymat pour adopter une stratégie de passager clandestin afin de maximiser leur gain en comptant sur l’effort des autres joueurs du groupe.

Le jeu se déroule en vingt périodes (colonnes du tableau 14.2). À chaque période, les joueurs décident du nombre de jetons qu’ils mettent dans les comptes A et B, et voient s’afficher sur l’écran leurs gains et le nombre de jetons mis par l’ensemble du groupe dans les deux comptes. Toutes les quatre périodes, une session de conversation virtuelle de deux minutes permet aux joueurs d’un même groupe de communiquer. Cette session simule ainsi la communication entre des agriculteurs d’un même sous-bassin versant. À la fin des vingt périodes, deux périodes sont tirées au sort pour calculer le gain monétaire réel de chaque joueur. Cette rémunération est nécessaire pour inciter les participants à jouer le plus sérieusement possible. Ici, le gain varie entre 9 et 20 .

Le tableau 14.2 illustre un des résultats de cette expérience. Il indique le taux d’atteinte de l’objectif environnemental :
– un taux de 0 % si la qualité ambiante est la même que sans régulation (quantité d’intrants maximale et contribution insuffisante à la zone tampon) ;
– un taux de 100 % si la norme ambiante est respectée (réduction des intrants et/ou contribution à la zone tampon suffisante).

Dans le tableau 14.2, apparaissent en ligne les 16 groupes et en colonne les 20 périodes. Les barres verticales représentent les échanges virtuels de deux minutes. Nous observons ainsi que globalement 15 groupes sur 16 parviennent à se coordonner, un seul groupe pose problème : le groupe 2. Dans ce groupe, la coordination a été très rapide vers un équilibre ; pourtant à la 13e période, un joueur s’est écarté de cet équilibre. Cela peut être dû à une faute de frappe. Mais contrairement aux autres groupes, cet écart a eu pour conséquence une perte de confiance dans le groupe 2 qui n’a pu être rétablie au cours du dernier échange virtuel.

**Tableau 14.2.** Taux d'atteinte du bon état.

| Groupe | Période | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | **1** | **2** | **3** | **4** | **5** | **6** | **7** | **8** | **9** | **10** | **11** | **12** | **13** | **14** | **15** | **16** | **17** | **18** | **19** | **20** |
| 1 | 33 | 50 | 8 | 67 | 33 | 100 | 100 | 50 | 100 | 100 | 8 | 0 | 100 | 100 | 100 | 100 | 0 | 100 | 100 | 100 |
| 2 | 33 | 58 | 42 | 50 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 0 | 8 | 8 | 33 | 17 | 33 | 42 | 42 |
| 3 | 67 | 100 | 100 | 33 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 83 | 100 |
| 4 | 83 | 42 | 25 | 50 | 100 | 50 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| 5 | 58 | 100 | 67 | 58 | 100 | 100 | 100 | 92 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| 6 | 75 | 75 | 67 | 50 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| 7 | 33 | 100 | 50 | 100 | 100 | 100 | 0 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| 8 | 100 | 67 | 100 | 92 | 67 | 100 | 100 | 83 | 100 | 67 | 67 | 83 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| 9 | 25 | 50 | 50 | 75 | 42 | 58 | 67 | 42 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| 10 | 0 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| 11 | 50 | 50 | 83 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| 12 | 83 | 92 | 67 | 83 | 100 | 83 | 92 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| 13 | 42 | 100 | 8 | 100 | 100 | 100 | -8 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| 14 | 100 | 0 | 100 | 8 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| 15 | 100 | 100 | 25 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| 16 | 100 | 42 | 67 | 33 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |

À travers cette méthode expérimentale, l'analyse montre que cette politique peut permettre d'atteindre des objectifs environnementaux. Cependant, le régulateur doit porter son attention sur la communication et la confiance entre les acteurs.

## ⏩ Conclusion

Les approches économiques sont devenues un outil indispensable pour évaluer les propositions d'investissement public et pour guider les choix d'intervention de politiques publiques pour la gestion des ressources naturelles. Dans le cadre de la politique de l'eau, la directive cadre européenne sur l'eau a même rendu l'étape de l'évaluation économique incontournable, en obligeant les États membres à justifier leurs programmes de mesures pour la reconquête de la qualité de l'eau. La boîte à outils de l'évaluation économique comporte de façon assez classique des approches de calcul économique (notamment l'analyse coûts-bénéfices) et des modèles permettant de représenter conjointement les processus écologiques, hydrologiques et les décisions des acteurs économiques. Ces approches permettent de simuler l'impact de différents scénarios de politiques publiques. Récemment, la boîte à outils s'est enrichie des approches expérimentales, qui s'appuient sur des protocoles contrôlés et reproductibles. Elles aident à anticiper les comportements des agents économiques.

Dans le cas de la gestion intégrée de l'eau, il est en effet crucial de comprendre pourquoi et comment les usagers de l'eau et des milieux naturels se coordonnent pour prendre des décisions et quelles sont leurs motivations. Bien sûr, ces différentes approches se révèlent souvent très complémentaires. En effet, aujourd'hui, il n'est pas rare d'introduire dans une analyse coûts-bénéfices des résultats de simulations issus d'un modèle intégrant des hypothèses comportementales validées par des expériences de laboratoire et de terrain. C'est l'intégration de ces différents outils qui rend les conclusions de l'analyse économique plus robustes et pertinentes.

## ⏩ Références bibliographiques


Abildtrup J., Garcia S., Kéré E., 2015. Land use and drinking water supply: a sample selection model with spatial dependence. *Revue d'économie régionale et urbaine*, 1: 321-342.

Abildtrup, J., Garcia S., Stenger A., 2013. The effect of forest land use on the cost of drinking water supply: A spatial econometric analysis. *Ecological economics*, 92: 126-136.

Blackmore D., Whittington D., 2008. *Opportunities for cooperative water resources development on the Eastern Nile: risks and rewards. Rapport au Eastern Nile Council of Ministers*. Entebbe: Nile Basin Initiative.

Boardman A.E., Greenberg D.H., Vining A.R., Weimer D.J., 2001. *Cost-benefit analysis: concepts and practice*. Upper Saddle River: Prentice Hall, NJ.

Chabé-Ferret S., Subervie J., 2013. How much green for the buck? Estimating additional and windfall effects of French agri-environmental schemes by DID matching. *Journal of environmental economics and management*, 65 : 13-27.

Cour des comptes européenne, 2011. *L'aide agro-environnementale est-elle conçue et gérée de manière satisfaisante ?* Bruxelles : Cour des comptes européenne, Rapport spécial, 7: 76 p.

Destandau F., Bchir M.A., Rozan A., 2018. Coordination face à un mixte d'instruments pour réguler la pollution diffuse : une étude expérimentale. *Économie rurale*, 366 : 97-115.

Eber N., Willinger M., 2012. *L'économie expérimentale*. Paris : La Découverte.

Espinosa-Goded M., Barreiro-Hurlé J., Ruto E., 2010. What do farmers want from agri-environmental scheme design? A choice experiment approach. *Journal of agricultural economics*, 61(2): 259-273.

Fiquepron J., Garcia S., Stenger A., 2010. La forêt, un bien pour la qualité et le prix de l'eau. *Forêt entreprise*, 193, juillet.

Fiquepron J., Garcia S., Stenger A., 2013. Land use impact on water quality: valuing forest services in terms of the water supply sector. *Journal of environmental management*, 126: 113-121.

Giri S., Qiu Z., 2016. Understanding the relationship of land uses and water quality in Twenty First Century: a review. *Journal of environmental management*, 173: 41-48.

Goulder L.H., Parry W.H., 2008. Instruments choice in environmental policy, Discussion paper, Resources for the future DP 08-07.

Hanley N., Spash C.L., 1995. *Cost-benefit analysis and the environment*. Cheltenham: Edward Elgar Publishing.

Hanley N., Wright R.F., Adamowicz V., 1998. Using choice experiments to value the environment design issues, current experience and future prospects. *Environmental and resource economics*, 11(3-4): 413-428.

Kuhfuss L., Preget R., Thoyer S., Hanley N., 2016. Nudging farmers to sign agri-environmental contracts: the effects of a collective bonus. *European review of agricultural economics*, 43(3): 609-636.

Lancaster K.J., 1966. A new approach to consumer theory. *Journal of political economy*, 74(2): 132-157.

Makowsky M.D., Wagner R.E., 2009. From scholarly idea to budgetary institution: the emergence of cost-benefit analysis. *Constitutional political economy*, 20(1): 57-70.

Segerson K., 1988. Uncertainty and incentives for nonpoint pollution control. *Journal of environmental economics and management*, 15: 87-98.

Thomas A., Gozlan E., 2006. Les stratégies d'évaluation des politiques de lutte contre les espèces envahissantes : inconvénients et difficultés de l'analyse coûts / bénéfices, méthodes alternatives de critères de décision. *In :* Beauvais M.L., Coléno A., Jourdan H., (eds). *Espèces envahissantes dans l'archipel néo-calédonien : un risque environnemental et économique majeur*. Paris : Éditions IRD.

# Partie 3

# Les études de cas en gestion intégrée des ressources en eau et en gouvernance territoriale

Chapitre 15

# Gestion du ruissellement érosif en Pays de Caux

Véronique Souchère, Laurent Millair, Javier Echeverria,
François Bousquet, Christophe Le Page et Michel Étienne

## ⏩ Contexte

Depuis une trentaine d'années, les régions limoneuses de Haute-Normandie connaissent une recrudescence des phénomènes érosifs. En Seine-Maritime et plus particulièrement dans le Pays de Caux, le ruissellement érosif est à l'origine de graves problèmes touchant de nombreuses personnes et collectivités : agriculteurs (ravines, recouvrements de cultures), communes (coulées boueuses et routes coupées), propriétaires privés (maisons inondées), gestionnaires de l'eau (turbidité de l'eau potable).

Après une phase de traitement curatif du problème par la construction de bassins de rétention, il est apparu nécessaire d'y associer un volet préventif. Il visait à réduire le ruissellement boueux en provenance du territoire agricole. En effet, différentes études ont montré que les pratiques agricoles influencent fortement la structure hydrographique des bassins versants cultivés en :

– fixant le type et la date des travaux agricoles (effet des systèmes de culture sur l'évolution au cours du temps de l'aptitude à ruisseler) :
– effectuant un travail du sol orienté selon la pente (pouvant guider le ruissellement diffus) ;
– imprimant à la surface du sol un réseau de traces de roue (Monnier *et al.*, 1986 ; Papy et Boiffin, 1988 ; Auzet *et al.*, 1990 ; Ludwig *et al.*, 1995 ; Souchère *et al.*, 1998).

Cependant, du fait que l'eau qui circule sur un versant ignore les limites des parcelles et des exploitations, les actions à entreprendre – telles que la réorganisation spatiale des cultures, la réintroduction de prairies au sein des bassins versants et donc des exploitations agricoles, la modification des pratiques agricoles et/ou l'implantation de petits aménagements hydrauliques – nécessitent une coopération entre agriculteurs. Or, le contexte économique conduit ces agriculteurs à adopter des logiques productives et individuelles. Productives, ces logiques conduisent à ne prendre les dégâts en considération que dans la mesure où ils affectent la production. Individuelles, elles se traduisent par une gestion de l'espace, limitée au

territoire de l'exploitation, et donc sans tenir compte de la continuité des phénomènes physiques en jeu. Imaginer un aménagement collectif de l'espace est donc un véritable défi. En effet, ce management environnemental, commandé en quelque sorte par les processus naturels à maîtriser, ne laisse pas aux acteurs la liberté du choix des personnes avec qui il faudra coopérer.

## ⏩ Démarche suivie et justification

Pour initier une gestion collective du ruissellement érosif, il nous a semblé indispensable de permettre aux acteurs locaux de découvrir et de partager leurs points de vue afin de faciliter la coordination et les mécanismes de négociation entre eux. Le défi consistait à fournir aux acteurs locaux des outils pour les aider à comprendre les conséquences collectives de leurs décisions individuelles et à entamer un processus de négociation pour aller vers une gestion intégrée du bassin versant.

Début 2006, nous avons donc proposé aux acteurs locaux de mettre en place une démarche de modélisation d'accompagnement (ComMod). Le groupe des acteurs locaux comprenait un conseiller en érosion de la Chambre d'agriculture, le directeur de l'Association de recherche sur le ruissellement, l'érosion et l'aménagement du sol (AREAS), deux animateurs de syndicats de bassin versant, des agriculteurs, des élus, un chargé de mission de l'agence de l'eau Seine-Normandie.

Cette démarche vise à produire des connaissances dans le cadre d'une interaction entre des chercheurs et des acteurs, et à accompagner les processus collectifs de décision en matière de gestion durable des territoires (Étienne, 2010). L'objectif était de tenter, avec l'aide des outils proposés par cette démarche (systèmes multi-agents et jeu de rôles), de tester les possibilités d'une mise en place concertée d'actions socialement, économiquement et écologiquement acceptables pour limiter le ruissellement à différentes échelles d'investigation (exploitations agricoles et bassin versant). Lors d'un premier atelier de sensibilisation des acteurs locaux à la démarche ComMod, ceux-ci ont collectivement fait émerger la question à traiter :

« Comment engager une gestion concertée du problème de ruissellement érosif au sein d'un territoire agricole à partir d'une réflexion sur les pratiques culturales et les aménagements ? ».

Les acteurs locaux ont également souhaité que le jeu de rôles développé intègre non seulement les enjeux environnementaux liés à l'érosion, mais aussi les enjeux productifs, notamment pour les exploitations agricoles.

## ⏩ Outils, données et méthodes

Les 18 acteurs impliqués dans cette démarche ont choisi de bâtir le jeu de rôles sur un jeu de données fictives, mais néanmoins caractéristiques des bassins versants du Pays de Caux. L'objectif était d'avoir un jeu potentiellement utilisable dans n'importe quel secteur de Seine-Maritime. Cinq sessions de jeu impliquant huit joueurs à chaque fois ont été organisées dans cinq syndicats de bassin versant sur les 22 existants. Le jeu a donc été utilisé avec 40 acteurs locaux.

**Tableau 15.1.** Outils, données et méthodes du jeu de rôles en Pays de Caux.

| **Outil et référence** | Description succincte |
|---|---|
| Plateforme CORMAS<br>Référence : Bousquet *et al.*, 1998<br>http ://cormas.cirad.fr/index.htm | CORMAS (Common-pool resources and multi-agent systems) est une plateforme de simulation basée sur l'environnement de programmation VisualWorks qui permet de développer des applications en utilisant le langage de programmation orienté-objet SmallTalk. Cette plateforme est dédiée au développement de systèmes multi-agents pour la gestion des ressources renouvelables. |
| Modèle STREAM<br>Référence :<br>Cerdan *et al.*, 2002 | STREAM est un modèle distribué défini à l'échelle de l'événement pluvieux qui permet de quantifier le ruissellement (de type Hortonien) et l'érosion sur les sols limoneux, en intégrant l'effet des pratiques agricoles et des motifs agraires dans le fonctionnement hydrologique d'un territoire. Les résultats des simulations permettent de visualiser aisément les zones où se produisent ces phénomènes, puisque le modèle a été intégré dans un système d'information géographique (sous l'interface ArcGis).<br>L'architecture du modèle STREAM est composée de quatre modules : trois modules pour représenter la fonction de production (ruissellement, érosion diffuse et érosion linéaire) et un pour représenter la fonction de transfert (écoulement ou réseau de circulation). Son fonctionnement nécessite de disposer, pour l'ensemble du bassin versant étudié, d'informations topographiques (intensité et orientation des pentes), sur le parcellaire (forme, taille, occupation et direction du travail du sol des parcelles) et sur l'état de surface du sol. Cet état dépend du faciès, de la rugosité et du couvert végétal de chaque parcelle. Ces informations sont utilisées par STREAM pour calculer la capacité d'infiltration de chaque parcelle agricole.<br>STREAM a été paramétré en s'appuyant sur les résultats de nombreux travaux expérimentaux menés en Haute-Normandie depuis la fin des années 1980. Pour l'utiliser dans un autre contexte limoneux, il faut calibrer et valider localement les paramètres et les règles de la fonction de production, notamment ceux qui intègrent des paramètres climatiques. |
| **Données** | |
| Topographie | Les données sur les pentes ont été obtenues à partir d'une carte topographique de l'IGN d'un secteur proche de la commune de Bourville (76 740) mobilisé comme terrain d'expérimentation dans plusieurs programmes de recherche de l'Inra depuis 1997. |
| États de surface<br>référence :<br>(Joannon, 2004) | Les sols de l'ensemble des parcelles du bassin versant fictif ont été considérés comme des sols limoneux battants. Le choix a été fait de calculer les risques de ruissellement érosif durant les deux périodes à risque dans la région, quand la croûte de battance est généralisée sur les parcelles :<br>– la première période est celle du mois de décembre, période à laquelle tous les travaux du sol et semis d'automne sont déjà effectués. Les cumuls de pluie y sont importants;<br>– la deuxième période à risque est le mois de mai durant lequel tous les semis de printemps sont terminés. Les risques d'orage sont importants alors que les cultures ne couvrent pas encore efficacement le sol, notamment les cultures sarclées (maïs et betterave). |

**Tableau 15.1.** Outils, données et méthodes du jeu de rôles en Pays de Caux. *(suite)*

| | |
|---|---|
| **Données** | |
| États de surface référence : (Joannon, 2004) | Normalement, STREAM est conçu pour fonctionner à partir d'observations de terrain qui permettent d'obtenir des informations qualitatives sur l'état de dégradation des sols et de calculer la capacité d'infiltration des sols. Dans ce projet, pour obtenir cette information aux deux périodes retenues (décembre et mai) sans aucun suivi de terrain, nous avons utilisé des grilles de correspondance entre l'occupation du sol et les états de surface construites à partir de l'analyse d'une base de données. Cette base comprend 4 255 relevés d'états de surface sur des parcelles du Pays de Caux observées plusieurs fois par l'Inra entre 1992 et 2000.<br>L'expertise des participants a été également mobilisée, notamment pour estimer les capacités d'infiltration des sols sur des parcelles où des itinéraires techniques moins ruisselants pouvaient être appliqués. |
| Données météorologiques | Les informations (durée de l'épisode pluvieux, quantité de pluie de l'événement et des 48 heures précédant l'événement simulé) sur les événements pluvieux standards et catastrophiques utilisés sont issues des suivis réalisés lors d'expérimentations conduites en Seine-Maritime par l'Association de recherche sur le ruissellement, l'érosion et l'aménagement du sol, la chambre d'agriculture et l'Inra. |
| Systèmes de production et pratiques agricoles | Nous avons mobilisé les cas types de Haute-Normandie (issus des études des chambres d'agriculture et de l'institut de l'Élevage) pour identifier les types d'exploitations agricoles les plus représentées et leurs caractéristiques principales : surface agricole utile moyenne, assolement type (cultures et surface moyenne), les types d'animaux et les besoins des élevages (surface en herbe, etc.).<br>Le paramétrage du revenu des exploitations a été effectué en mobilisant des données issues d'un centre de gestion. |
| **Méthodes** | |
| ARDI (Acteurs, ressources, dynamiques et interactions)<br>Référence : Étienne *et al.*, 2011 | Coconstruction d'un modèle conceptuel avec un panel d'une quinzaine d'acteurs pour identifier les principaux acteurs, ressources, dynamiques et interactions participant à la gestion du problème du ruissellement érosif au sein d'un bassin versant. Les éléments issus des deux jours d'ateliers de 2006 ont servi à élaborer les bases du jeu de rôles CAUXOPÉRATION. |
| Jeu de rôles<br>Référence : Souchère *et al.*, 2010 | Coconstruction du jeu de rôles CAUXOPÉRATION avec un panel d'une quinzaine d'acteurs et implémentation dans la plateforme CORMAS. Après 4 ateliers participatifs en 2007, de nombreuses heures de codage et un test en conditions réelles, nous avons obtenu une version jouable du jeu de rôles.<br>Le jeu de rôles repose sur une représentation spatiale réaliste mais fictive d'un bassin versant constituée d'un ensemble de parcelles agricoles et d'infrastructures routières ou urbaines d'une superficie de 760 ha. La rastérisation de cet espace sous la forme d'une grille spatiale basée sur un pixel de 100 $m^2$ permet de visualiser les différents types d'occupations agricoles qu'il est possible de rencontrer au cours d'une campagne culturale classique (forêt, sols artificialisés, cultures, chantiers de récolte, sols travaillés et prairies).<br>Une partie de jeu se déroule sur 4 années. Les agriculteurs de types différents (patatier, engraisseur, naisseur, laitier et betteravier) choisissent leur assolement annuel. Les décisions d'utilisation du sol et de pratiques prises par les agents sont intégrées dans le modèle. |

| **Méthodes** | |
|---|---|
| Jeu de rôles (suite) | Ce modèle calcule l'effet des décisions des joueurs sur leurs gains et sur la production de ruissellement émise en tout point du bassin versant. Le maire du village est ainsi informé des flux d'eaux boueuses (cartes de concentration) et du mécontentement de ses administrés (dépendant du degré d'inondation dans le village et sur la route). L'animateur de syndicat de bassin versant doit conseiller les joueurs sur les actions de lutte à mener contre le ruissellement érosif en les incitant à modifier leurs pratiques agricoles (réorganisation spatiale des cultures, implantation de cultures intermédiaires ou travail du sol en période d'interculture) et en les incitant à accepter l'implantation d'aménagements antiérosifs (bande enherbée ou bassin de rétention) partiellement financés. |
| Session de jeu | Mise en situation d'agriculteurs, d'élus et d'animateurs de syndicats de bassins versants afin de les aider à envisager ensemble des scénarios possibles de gestion collective du ruissellement érosif au sein d'un bassin versant fictif, mais proche de leur réalité. Entre 2007 et 2010, 5 sessions ont été organisées dans 5 syndicats de bassin versant différents avec des acteurs (élus et agriculteurs) issus de mêmes communes. |

## ⏩ Résultats bruts

### Représentation des connaissances

À l'exception des animateurs des syndicats de bassins versants, tous les joueurs s'attendaient à assister à une réunion normale pour discuter des problèmes de ruissellement récurrents dans leur secteur. Au début de la session de jeu, ils étaient donc très surpris, mais ils ont accepté sans problème de jouer. Tous les joueurs ont convenu que les paramètres de jeu représentaient bien la situation réelle. L'environnement simulé dans le jeu et notamment les résultats de ruissellement fournis par le modèle biophysique, les types d'exploitations agricoles, leurs rôles et leurs actions, ainsi que les impacts des solutions mises en œuvre ont été entièrement acceptés par les joueurs. Les animateurs des syndicats de bassins versants ont noté le réalisme du jeu. En effet, le jeu reproduit avec précision l'urgence à laquelle les animateurs sont parfois confrontés dans leur travail et leur incapacité à contrôler complètement la situation.

### Impacts des négociations

Pour mesurer plus facilement l'impact des stratégies des joueurs en matière de ruissellement, des sessions de jeux théoriques ont été imaginées :
– (1) le premier jeu théorique correspond à une simulation sans aucune gestion des ruissellements. Le choix et la localisation des cultures ont été faits en maximisant le risque de ruissellement;
– (2) le deuxième jeu théorique correspond à une simulation avec une gestion optimale du ruissellement par tous les joueurs *via* un changement de pratiques agricoles généralisé sur l'ensemble du territoire et la mise en place d'aménagements (bandes enherbées, bassin de rétention) jusqu'à l'utilisation complète des budgets de financement.

Les différentes sessions de jeu ont permis de «vivre» différentes stratégies de gestion des ruissellements. À titre indicatif, les joueurs sont parvenus à diminuer la quantité totale d'eau ruisselée de 28 à 67 % suivant les années et les sessions, par rapport à la situation théorique où aucune stratégie n'aurait été mise en place (Souchère *et al.*, 2010).

Les principales techniques utilisées pour la gestion des ruissellements ont été les bassins de rétention localisés en amont du village et de la route, les bandes enherbées, les cultures intermédiaires plutôt que le travail du sol et le déplacement de quelques herbages pour remettre de l'herbe sur le talweg principal. Les animateurs des syndicats de bassins versants n'ont pas beaucoup encouragé les agriculteurs à utiliser des pratiques agricoles alternatives (semis plus grossiers, éviter le roulage des semis, désherbage mécanique, etc.) pour détruire ou retarder la formation d'une croûte de battance qui entraîne la réduction de la capacité d'infiltration des sols limoneux. Ils ont l'impression que ces solutions sont moins efficaces qu'un bassin de rétention ou une bande enherbée. En effet, pour améliorer l'efficacité des pratiques alternatives, il est nécessaire qu'une majorité d'agriculteurs les mette en œuvre de façon simultanée. C'est pour cela qu'aucune session de jeu n'a permis d'atteindre les réductions de ruissellement de la simulation théorique avec une gestion optimale du ruissellement. Le jeu a permis à chacun – agriculteurs, élu et animateur de bassin – de prendre conscience de ses propres façons de fonctionner, de s'interroger sur ses pratiques, ses possibilités et ses limites.

## ⏩ Retour sur la démarche d'ensemble

Le but de cette étude était d'utiliser un modèle évolutif comme support de discussions entre les parties prenantes sur le système à gérer et pour explorer de futurs scénarios possibles. Les résultats de la mise en œuvre de cette démarche de modélisation d'accompagnement ont montré que la modélisation et la simulation peuvent être très utiles pour accompagner un processus d'apprentissage collectif. Le jeu de rôles a sensibilisé les participants à prendre leurs responsabilités et les a encouragés à engager des négociations entre eux pour améliorer la gestion du ruissellement. Cette nouvelle façon de travailler a été bien accueillie par tous les participants, agriculteurs et maires inclus.

Au cours des dernières décennies, les chercheurs ont contribué à améliorer la compréhension des processus d'érosion des sols à différentes échelles (de la parcelle au bassin versant) et des impacts associés. Cependant, la transformation des résultats scientifiques en innovation, ainsi que l'optimisation de la gestion des territoires sont encore très limitées. Une des raisons de l'absence d'application tient peut-être au fait que la conservation des sols a trop souvent été comprise comme un problème technique, en ignorant les aspects économiques, environnementaux, politiques et sociaux. La démarche ComMod, qui combine expertise scientifique, intérêt politique et expérience pratique, semble être un moyen approprié de développer des stratégies de protection des sols mieux adaptées à une mise en œuvre pratique. Cependant, il reste à démontrer qu'une telle approche permet d'initier une gestion collective des territoires dans le monde réel, qui soit plus efficace que la gestion actuelle.

## ⏩ Références bibliographiques

Auzet A.V., Boiffin J., Papy F., Maucorp J., Ouvry J.F., 1990. An approach to the assessment of erosion forms and erosion risk on agricultural land in the Northern Paris basin, France. *In:* Boardman J., Foster D.L., Dearing J.A., (eds). *Soil erosion on agricultural land*. Chichester: John Wiley & Sons, 383-400.

Bousquet F., Bakam I., Proton H., Le Page C., 1998. Cormas: common-pool resources and multi-agent systems. *Lecture notes in artificial intelligence*, 1 416: 826-838.

Cerdan O., Souchère V., Lecomte V., Couturier, A., Le Bissonnais Y., 2002. Incorporating soil surface crusting processes in an expert-based runoff model: sealing and transfer by runoff and erosion related to agricultural management. *Catena*, 46: 189-205.

Étienne M., (ed.), 2010. *La modélisation d'accompagnement. Une démarche participative en appui au développement durable*. Versailles : Éditions Quæ, 384 p.

Étienne M., Du Toit D., Pollard S., 2011. Ardi: a co-construction method for participatory modeling in natural resources management. *Ecology and society*, 16(1).
www.ecologyandsociety.org/vol16/iss1/art44/.

Joannon A., 2004. Coordination spatiale des systèmes de culture pour la maîtrise de processus écologiques - Cas du ruissellement érosif dans les bassins versants agricoles du Pays de Caux, Haute-Normandie. Thèse de doctorat, INAPG. Paris : INAPG, 230 p.

Ludwig B., Boiffin J., Chadoeuf J., Auzet A.V., 1995. Hydrological structure and erosion damage caused by concentrated flow in cultivated catchments. *Catena*, 25 (1-4), 227-252.

Monnier G., Boiffin J., Papy F., 1986. Réflexions sur l'érosion hydrique en conditions climatiques et topographiques modérées : cas des systèmes de grande culture de l'Europe de l'Ouest. *Cahiers Orstom, série Pédologie*, 22(2) : 123-131.

Papy F., Boiffin J., 1988. Influence des systèmes de culture sur les risques d'érosion par ruissellement concentré. II. Évaluation des possibilités de maîtrise du phénomène dans les exploitations agricoles. *Agronomie*, 8(9) : 745-756.

Souchère V., Millair L., Echeverria J., Bousquet F., Le Page C., Etienne M., 2010. Co-constructing with stakeholders a role-playing game to initiate collective management of erosive runoff risks at the watershed scale. *Environmental modelling and software*, 25(11): 1 359-1 370.

Souchère V., King D., Daroussin J., Papy F., Capillon A., 1998. Effect of tillage on runoff direction: consequences on runoff contributing area within agricultural catchments. *Journal of hydrology*, 206: 256-267.

# Chapitre 16
# Gestion d'étiage dans le bassin aval de l'Aveyron

Delphine Leenhardt, Sandrine Allain et Clément Murgue

## ⏩ Contexte et problème de gestion de l'eau

Sur le bassin hydrographique Adour-Garonne, la gestion quantitative de l'eau est un enjeu majeur du fait d'une faible pluviométrie estivale et de son caractère aléatoire, de la faible disponibilité de la ressource en eau, de l'importance de l'agriculture et de la croissance démographique. Les zones ayant un déséquilibre chronique entre offre et demande en eau sont nombreuses. Pour nombre d'entre elles, le quota d'eau pour l'irrigation qui leur est attribué (volume prélevable) est bien inférieur au total des volumes prélevés dans les années sèches antérieures. Ce déséquilibre est à l'origine de conflits entre les différents usagers de l'eau, rendus visibles notamment sur la question du stockage de l'eau, par le débat public autour de la construction du barrage de Charlas (2003) et par les manifestations ayant conduit au décès d'un militant sur le lieu du projet de barrage de Sivens (2014).

Le bassin aval de l'Aveyron (835 km² situés principalement à l'est de Montauban) illustre bien cette situation de déséquilibre hydrique et de difficulté de concertation. L'agriculture irriguée (maïs, fruits et semences) joue un rôle économique essentiel. Les crises de gestion de l'eau sont fréquentes, on observe le passage récurrent du débit de l'Aveyron sous le débit objectif d'étiage, entraînant des restrictions d'usage. Mais la gestion de l'eau y reste peu intégrée :
– le projet de Plan de gestion des étiages s'est soldé par un échec ;
– il n'y a toujours pas de Schéma d'aménagement et de gestion des eaux ;
– le contrat de rivière n'a pas été reconduit ;
– aucun projet de territoire n'est enclenché ;
– du fait de mesures dérogatoires sur le bassin Adour-Garonne, la mise en place d'un volume prélevable contraignant a été repoussée à 2027 ;
– la gestion de l'eau reste focalisée sur les épisodes de crise.

Pour atteindre les objectifs de la directive cadre européenne sur l'eau, il est pourtant essentiel que les acteurs du territoire, les agriculteurs en particulier, trouvent des solutions pour sortir de cette situation de crise récurrente.

## ⏩ Démarche suivie et justification

Dans ce contexte de crise récurrente, les chercheurs ont pris l'initiative de mettre en place une démarche de construction et d'évaluation d'alternatives, appelées ici scénarios, pour ce territoire. L'objectif était, au minimum, de rassembler la diversité des points de vue des acteurs du territoire et, au mieux, de réunir ces acteurs autour de la table pour dialoguer sur l'avenir de la gestion de l'eau dans leur territoire. En conséquence, la démarche poursuivie, principalement au travers de deux thèses de doctorat (Murgue, 2014 ; Allain, 2018), a combiné la scénarisation, la participation et la modélisation.

La scénarisation permet d'envisager des voies d'évolution pour sortir de la crise chronique sur le territoire. Les scénarios sont des modifications du territoire actuel relatives aux systèmes de culture, aux ressources en eau ou aux modes de gestion de ceux-ci.

La modélisation permet de représenter la complexité du territoire, en particulier les interactions entre systèmes agricoles, système hydrologique et gestion de l'eau. Elle permet aussi de simuler l'impact des modifications envisagées dans les scénarios, par exemple, allongement des rotations culturales, création de réservoirs, pilotage de l'irrigation, modification des décisions de restriction en eau, etc.

La participation d'acteurs du territoire est un moyen, d'une part, d'asseoir la modélisation (vérifier les processus modélisés et leur paramétrisation) en tenant compte des savoirs locaux et des bases de données locales, d'autre part, de prendre en compte la diversité des points de vue dans les étapes de construction de scénarios ou de leur évaluation.

## ⏩ Outils, données et méthodes

**Tableau 16.1.** Description succincte des outils, données et méthodes mobilisées

| **Outils** | Description succincte |
|---|---|
| Plateforme Maelia<br>Référence :<br>Gaudou *et al.* (2013)<br>http ://maelia-platform.inra.fr | Maelia est une plateforme de modélisation et de simulation développée pour évaluer, à l'échelle du territoire, les impacts environnementaux, économiques et sociaux des changements combinés de normes de gestion de l'eau, d'activités agricoles et de contexte.<br><br>Maelia permet de modéliser les processus à l'origine des crises de gestion quantitative de l'eau au travers de trois modules en interaction :<br>– le premier module simule la circulation de l'eau dans les différents « compartiments » du territoire (rivières, nappes souterraines, sol…) ;<br>– le deuxième module permet de simuler les opérations techniques de chaque agriculteur sur son exploitation (semis, irrigation, récolte, etc.) ;<br>– le troisième module représente les décisions de gestion de l'eau (lâchers, restrictions…).<br><br>Ces trois modules interagissent dans l'espace (de la parcelle au territoire) et à plusieurs pas de temps (du jour à l'année), de sorte que Maelia est en mesure de proposer une modélisation à des résolutions spatiales et temporelles fines, avec une approche d'exhaustivité. Ainsi, le modèle agricole implémenté sur l'Aveyron aval-Lère simule chaque jour la décision d'environ 1 150 agriculteurs sur 15 225 parcelles. |

| | |
|---|---|
| **Données** – Référence : Murgue *et al.*, 2016; Leenhardt *et al.*, 2016 | |
| Sols | La carte de sol disponible a été précisée grâce aux savoirs d'acteurs locaux combinés à des bases de données complémentaires : Registre parcellaire graphique, modèle numérique de terrain[1]. |
| Données météorologiques | Données météorologiques journalières produites par Météo-France sur une grille de 8 km × 8 km (base de données Safran[2]). |
| Systèmes de culture | Le Registre parcellaire graphique a été utilisé pour connaître l'occupation du sol par les cultures et reconstituer les séquences de cultures (voir chapitre 9). Ensuite, des enquêtes menées auprès d'une trentaine d'agriculteurs ont permis d'identifier les règles de décision associées à chaque culture. |
| Ressources en eau | Plusieurs bases de données ont été utilisées pour caractériser les ressources en eau : BD Carthage® pour les cours d'eau, barrages et canaux; Référentiel national des masses d'eau souterraine pour les nappes; BD Topo® et information des directions départementales des territoires pour les retenues collinaires; bases de données locales pour les réseaux sous pression |
| Points de prélèvements | Base de données de l'agence de l'eau |
| **Méthodes** | |
| Construction des scénarios Référence : Murgue *et al.*, 2015 | Lors du premier cycle de travail, les scénarios ont été coconstruits avec les acteurs et au sein de deux groupes distincts, du fait de la situation de conflit existante : les gestionnaires de l'eau et environnementalistes d'une part, et laprofession agricole d'autre part. Les acteurs ont proposé des alternatives de systèmes de culture possibles à la monoculture de maïs irrigué. Ils ont également précisé le pourcentage de sole de monoculture de maïs qui pouvait être ainsi modifié sur chaque exploitation pour que cela reste acceptable. |
| Allain *et al.*, 2016 | Lors du second cycle, une série d'entretiens individuels a permis de comprendre les enjeux du territoire et les leviers envisagés par les acteurs pour agir sur le problème du déséquilibre hydrique chronique. À la suite de cette étape, ont été proposés des scénarios jouant sur plus de leviers (systèmes de culture, mais aussi outils de pilotage et ressources en eau) et de manière plus radicale sur ceux-ci. Un ensemble d'acteurs, réunis lors d'un atelier collectif, ont sélectionné quatre scénarios qui leur semblaient intéressants à tester. |
| Construction d'une grille de critères et d'indicateurs d'évaluation Référence : Allain *et al*., 2016 | Une grille d'évaluation multicritère a été élaborée par l'analyse d'une campagne de 16 entretiens individuels et validée lors d'une réunion collective rassemblant la plupart des personnes sollicitées pour des entretiens. Un jeu d'indicateurs a ensuite été construit pour spécifier les critères retenus et ainsi quantifier ou qualifier les impacts des scénarios. |
| Simulation des scénarios Références : Murgue *et al.*, 2015; Allain *et al.*, 2018a | Les scénarios ont été simulés avec Maelia permettant ainsi la qualification des scénarios selon 28 indicateurs issus du jeu précédemment constitué et concernant les prélèvements en eau, l'hydrologie, le stockage de l'eau, la production agricole et l'efficience de l'eau. |

**Tableau 16.1.** Description succincte des outils, données et méthodes mobilisées. *(suite)*

| **Méthodes** | |
|---|---|
| Évaluation des scénarios<br>Références : Allain *et al.,* 2018 et 2020 | L'évaluation des scénarios a été d'abord faite de manière analytique. Puis, sept ateliers participatifs ont permis aux acteurs du territoire de juger ces scénarios en utilisant les indicateurs de leur choix parmi les 28 simulés ou en utilisant leur propre expertise. Ces ateliers, menés par groupes d'acteurs homogènes, ont permis de qualifier chaque scénario selon différents critères, et cela pour chaque groupe d'acteurs. Ces résultats d'évaluation ont été organisés dans un tableau à trois dimensions. Cette matrice, dite « matrice de délibération » (Kerbabel™[3]) a permis une analyse sous différents angles (comparaison entre scénarios, groupes d'acteurs et critères) qui a été soumise à discussion lors d'une journée de restitution collective. |

1. https ://occitanie.chambre-agriculture.fr/agroenvironnement/agroecologie/guide-des-sols-midi-pyrenees/sols-du-tarn-et-garonne
2. Safran signifie « Système d'analyse fournissant des renseignements atmosphériques à la neige » ; c'est un système d'analyse à mésoéchelle de variables atmosphériques près de la surface.
3. http://tools.envirolink.govt.nz/dsss/kerbabel-deliberation-matrix/

## ⏩ Résultats bruts

Plusieurs scénarios ont été construits puis simulés, et donc caractérisés par un grand nombre d'indicateurs. Nous présentons les scénarios sous une forme succincte (pour plus de détails voir Murgue, 2014 ; Allain, 2018).

## ⏩ Retour sur les données, les outils et les méthodes

L'acquisition des données nécessaires au fonctionnement de Maelia pose un certain nombre de problèmes qui sont mentionnés dans la 1re section du chapitre 9. On citera ici deux problèmes principaux : l'acquisition des données sur les systèmes de culture et la connaissance des liens entre les ressources en eau et les îlots irrigués.

La reconstitution des séquences de cultures à partir du Registre parcellaire graphique a été faite grâce à un algorithme de calcul décrit par Leenhardt *et al.* (2012) et Levavasseur (2016). Elle est très sensible aux modifications structurelles du Registre parcellaire graphique qui interviennent très régulièrement (changement dans les identifiants utilisés, dans la classification des cultures, voire en 2015 passage d'une déclaration par îlot à une déclaration par parcelle) et qui imposent un changement d'algorithme. Le recours à une méthode basée sur la télédétection serait une voie envisageable pour se dégager des contraintes imposées par les objectifs de contrôle du Registre parcellaire graphique.

L'acquisition des règles de décision des agriculteurs par enquête directe auprès d'un échantillon de ceux-ci est longue et fastidieuse, et constitue donc un frein à l'implémentation de la démarche sur une nouvelle zone d'étude. C'est pourquoi une méthode plus rapide, basée sur l'interview de quelques conseillers agricoles considérés comme experts, a été testée avec succès sur deux autres bassins versants (Leenhardt *et al.*, 2016).

Les points de prélèvements sont associés aux ressources en eau dans la base de données de l'agence de l'eau, mais pas à des parcelles ou à des îlots de culture.

**Tableau 16.2.** Présentation succincte des scénarios simulés, avec les valeurs simulées de deux indicateurs (prélèvement en eau et production des grandes cultures) et le jugement porté par les acteurs.

| Scénario | Description succincte | Prélèvements en eau | Production des grandes cultures | Jugement porté par les acteurs sur le scénario |
|---|---|---|---|---|
| AltPrec20 | Un semis précoce de variétés précoces est pratiqué sur 20 % de la sole de maïs de chaque irrigant | -0,2 % | nd | nd |
| AltRot40 | 40 % des monocultures de maïs de chaque irrigant sont remplacées par une rotation maïs-blé | -4,2 % | nd | nd |
| ROTA | 100 % des monocultures de maïs, dont semences, sont remplacées par des rotations maïs-tournesol-blé-colza | -42 % | -12 % | Scénario considéré comme le plus favorable, malgré de vives critiques et interrogations concernant la sécurité alimentaire et l'économie locale |
| ASSOL | En zone non réalimentée par des lâchers de soutien d'étiage, les cultures irriguées sont remplacées par des cultures en sec et des prairies | -12 % | -11 % | Jugements contrastés entre groupes d'acteurs et entre critères (opposition agriculture / environnement) |
| OAD | L'irrigation s'ajuste aux besoins de la culture grâce à des outils d'aide à la décision | -33 % | -0,4 % | Scénario considéré comme le plus consensuel |
| RET | Les multiples petites retenues collinaires sont effacées et remplacées par 3 grandes retenues collectives remplies en hiver (retenues de substitution) | 24 % | +3,5 % | Jugements contrastés, critiques nombreuses et réparties sur l'ensemble des critères et des acteurs. Critique majeure : augmentation des prélèvements |

Comme la base de l'agence de l'eau et le Registre parcellaire graphique sont toutes deux diffusées de manière anonymisée, il est impossible de savoir de quelle ressource provient l'eau apportée à une parcelle donnée. Un algorithme de prétraitement des données, associé à Maelia, permet d'attribuer les points de prélèvement à des îlots sur la base de la distance et de la toponymie, mais cette association reste entachée d'une erreur qu'il est impossible d'apprécier sans le concours des services de l'État ayant accès aux bases de données non anonymisées.

Concernant le modèle Maelia lui-même, en dehors des algorithmes de prétraitement qu'il est nécessaire d'adapter à l'évolution ou à l'imprécision des données, il s'avère que la modélisation de l'hydrologie (basée sur le modèle Swat[1]) n'est pas adaptée à la simulation des débits des petits cours d'eau en amont, il a donc été impossible de calculer des indicateurs liés aux assecs sur les petits affluents de l'Aveyron ainsi que cela aurait été souhaité par certains acteurs, et cela alors même que Maelia a pour objet de représenter l'hydrologie du territoire.

Un certain nombre d'autres indicateurs pertinents pour les acteurs n'étaient pas représentables par Maelia du fait de l'absence de représentation de certains processus dans ce modèle. D'autres outils de simulation devraient être mobilisés. Mais il est également possible de les estimer par expertise, ce qui a été fait pour certains d'entre eux lors des ateliers participatifs d'évaluation.

D'une manière générale, les méthodes participatives mobilisées ont bien fonctionné une fois les personnes mobilisées. Deux points sont toutefois à souligner : le temps nécessaire est important (par exemple, en atelier d'évaluation, les groupes n'ont pu évaluer que 2 à 5 critères sur les 11 identifiés) et il a été difficile de mobiliser certains acteurs locaux, qui, pour des raisons probablement politiques, ne souhaitaient pas s'investir dans un processus de construction d'alternatives à la situation présente sur leur territoire.

## ⏩ Retour sur la démarche d'ensemble

Dans un contexte tendu entre acteurs du territoire autour de la question de la gestion de l'eau, cette démarche a permis de faire s'exprimer une diversité de points de vue par la coconstruction de scénarios, la construction d'une grille de critères d'évaluation puis de l'évaluation des scénarios par les acteurs eux-mêmes.

Dès l'étape de coconstruction des scénarios, faite en groupes séparés du fait du conflit existant, une curiosité est née pour le travail du groupe opposé, et l'envie de partager. Mais il est apparu que ces premiers scénarios, répondant à un objectif d'acceptabilité pour les acteurs qui les construisaient, n'étaient pas suffisants pour résoudre le problème de déséquilibre existant. La seconde phase de la démarche a donc mis en jeu des scénarios plus radicaux (voir tableau 16.1 « construction de scénarios ») et le processus d'évaluation multi-acteur a permis de dégager des consensus entre les acteurs (par exemple, autour de l'utilisation d'outils d'aide au pilotage de l'irrigation), des points de blocage (par exemple, la création de réservoirs vue comme un frein à l'agroécologie) et des propositions de solutions pour surmonter ces blocages (par exemple, associer la création de réservoir à des obligations contractuelles de pratiques agroécologiques). Mais, aussi et surtout, une réelle discussion, apaisée, entre des acteurs aux objectifs opposés.

Si cette démarche a prouvé sa capacité à susciter une discussion entre différentes parties prenantes pour progresser sur la gestion quantitative de l'eau de leur territoire, sa principale limite est d'avoir été conduite à l'initiative des chercheurs, en dehors d'un cadre contractuel engageant ces parties.

1. https ://swat.tamu.edu/

## ➧ Références bibliographiques

Allain S., Plumecocq G., Leenhardt D., 2016. La structuration d'une évaluation multicritère pour comparer des scénarios territoriaux de gestion de l'eau. Analyse réflexive sur une démarche de recherche en ingénierie. *In : Aborder les problèmes d'environnement comme des situations de gestion* ? Atelier de recherche. Strasbourg, 12-13 décembre 2016.

Allain S., 2018. Vers une gestion structurelle de l'eau dans un territoire agricole en tension. Une démarche d'évaluation multi-critère multi-acteur utilisant des simulations informatiques Thèse de doctorat. Toulouse : INPT, 454 p. https ://prodinra.inra.fr/?locale=fr#!ConsultNotice :443629.

Allain S., Obiang Ndong G., Lardy R., Leenhardt D., 2018. Integrated assessment of four strategies for solving water imbalance in an agricultural landscape. *Agronomy for sustainable development*, 38: 60. https ://doi.org/10.1007/s13593-018-0529-z.

Allain S., Plumecocq G., Leenhardt D., 2020. Linking deliberative evaluation with integrated assessment and modelling : A methodological framework and its application to agricultural water management. *Futures*. doi: 10.1016/j.futures.2020.102566

Leenhardt D., Rizzo D., Therond O., 2016. *Modélisation des éléments clefs d'un territoire irrigué.* Rapport final d'un projet Onema 2015. Thème 1 : action 43, 65 p.

Leenhardt, D., Therond, O., Mignolet, C., 2012. Quelle représentation des systèmes de culture pour la gestion de l'eau sur un grand territoire ? *Agronomie, environnement et sociétés,* 2 : 77-89.

Levavasseur F., Martin P., Bouty C., Barbottin A., Bretagnolle V., Therond O., Scheurer O., Piskiewicz N., 2016. RPG Explorer: a new tool to ease the analysis of agricultural landscape dynamics with the land parcel identification system. *Computers and electronics in agriculture*, 127: 541-552.

Murgue C., 2014. Quelles distributions spatiales de systèmes de culture pour limiter l'occurrence des crises de gestion quantitative de l'eau ? Une démarche de conception évaluation sur le territoire de l'Aveyron aval. Thèse de doctorat. Toulouse : INPT Toulouse, 211 p. http ://ethesis.inp-toulouse.fr/archive/00002866/.

Murgue C., Therond O., Leenhardt D., 2015. Toward integrated water and agricultural land management: participatory design of agricultural landscapes. *Land use policy*, 45: 52-63.

Murgue C., Therond O., Leenhardt D., 2016. Hybridizing local and generic information to model cropping system spatial distribution in an agricultural landscape. *Land use policy*, 54: 339-354. http ://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.02.020.

Chapitre 17

# Qualité de l'eau en aire d'alimentation de captage : exploration de scénarios avec la démarche Co-Click'Eau

Mathilde Bonifazi, Laurence Guichard et Rémy Ballot

## ⏩ Contexte et problème de gestion de l'eau

Restaurer ou maintenir la qualité des eaux brutes des 33 000 captages français est une priorité pour assurer l'approvisionnement en eau potable du pays. Dans le cadre du Grenelle de l'environnement (2009), des objectifs ambitieux de reconquête de la qualité de cette ressource ont été fixés sur 532 captages considérés comme prioritaires. Depuis la conférence environnementale de 2013, cet engagement porte sur un total de 1 000 captages. Pour chacun de ces captages, différentes études doivent être menées : une délimitation de l'aire d'alimentation du captage, une définition de la vulnérabilité de cette aire vis-à-vis des transferts de polluants et un diagnostic des pressions et émissions agricoles et non agricoles. Suite à ces études, des programmes d'actions visant l'amélioration de la qualité de l'eau sont mis en œuvre sur la base du volontariat des agriculteurs, ces programmes sont généralement renouvelés tous les trois ans après une phase d'évaluation. Les actions agricoles qui découlent de cette procédure restent souvent très génériques et peu efficaces pour répondre à l'enjeu spécifique de protection de la ressource (Ménard *et al.*, 2014). Par ailleurs, la définition de ces actions tient rarement compte des diagnostics préalables.

## ⏩ Démarche suivie et justification

Pour contribuer à l'amélioration de ces plans d'actions, l'action 21 du plan Écophyto, pilotée par la direction eau et biodiversité du ministère de la Transition écologique et solidaire, a permis de concevoir la démarche Co-Click'Eau[1]. Depuis 2011, cette démarche est déployée sur différentes aires d'alimentation de captage grâce à l'appui financier de l'Office fançais de la Biodiversité et l'accompagnement scientifique et technique de l'unité mixte de recherche Agronomie (Université Paris Saclay-INRAE-AgroParisTech).

1. http ://co-click-eau.fr

La démarche Co-Click'Eau est proposée pour faciliter l'émergence de projets de territoire fédérateurs, adaptés au contexte de chaque aire d'alimentation de captage et efficaces vis-à-vis de la protection de la ressource. Issue d'une adaptation de la méthodologie mise en œuvre dans le cadre de l'étude Écophyto (Jacquet *et al.*, 2011), la démarche se base sur la coconstruction de scénarios de territoire et mobilisés lors de l'élaboration des plans d'action. Les acteurs agricoles et de l'eau sont impliqués dans cette coconstruction à travers leur participation à différents ateliers d'échanges techniques ou de concertation. La démarche Co-Click'Eau est une démarche outillée, qui repose sur l'utilisation d'un simulateur de scénarios du même nom. Elle permet d'explorer différentes options de changement sur un territoire en relation avec les attentes des acteurs locaux (Chantre *et al.*, 2016; Gisclard *et al.*, 2015).

## ⏩ Outils, données et méthodes

**Tableau 17.1.** Outils et méthodes de la démarche Co-Click'Eau.

| **Outils** | |
|---|---|
| Simulateur Co-Click'Eau : disponible gratuitement http://co-click-eau.fr | Le simulateur Co-Click'Eau est un outil web qui permet de générer des scénarios en optimisant la répartition de la surface d'un territoire entre différentes combinaisons de cultures et modes de conduite. |
| | Pour fonctionner sur un territoire donné, le simulateur nécessite de disposer en entrée de :<br>– l'assolement actuel du territoire sur chaque grande zone pédoclimatique;<br>– des informations sur les pratiques actuelles (modes de conduite actuels) et envisageables à l'avenir (modes de conduite prospectifs) par zone pédoclimatique et pour les cultures actuelles et d'éventuelles nouvelles cultures;<br>– de calculs d'indicateurs technico-économiques et environnementaux qui caractérisent ces pratiques actuelles et prospectives, dont les résultats sont synthétisés dans un document Excel appelé «matrice technique» à importer dans le simulateur;<br>– puis, pour chaque scénario conçu, d'une requête spécifiant l'indicateur à minimiser ou à maximiser à l'échelle du territoire, ainsi que les contraintes à respecter (valeur moyenne des autres indicateurs, surfaces de certaines cultures ou modes de conduite, volumes de collecte de certaines cultures). |
| | Pour générer le scénario, le simulateur choisit, parmi les cultures actuelles et nouvelles et les modes de conduite actuels et prospectifs de la matrice technique, la combinaison optimale satisfaisant la requête de l'utilisateur. Il calcule également les valeurs d'indicateurs correspondant à cette combinaison optimale (appelée scénario). Ces résultats sont exportés du simulateur sous la forme d'un tableau Excel. |
| **Méthodes**<br>Référence : Bonifazi *et al.*, 2019 | Les étapes de la démarche sont présentées ici de manière séquentielle. Mais elles peuvent être réalisées dans un ordre variable selon un processus itératif propre à chaque territoire.<br>De même, le nombre d'ateliers par étape, ainsi que la nature et le nombre d'acteurs mobilisés varient d'un territoire à un autre. |
| Description du territoire actuel en atelier | Les acteurs agricoles locaux (agriculteurs, conseillers, instituts techniques etc.) sont invités à décrire :<br>– l'assolement actuel du territoire sur chaque zone pédoclimatique;<br>– les itinéraires techniques actuels sur des fiches «Itinéraire Technique». |

| **Outils** | |
|---|---|
| Conception de modes de conduite prospectifs en atelier | Les mêmes acteurs proposent des modes de conduite prospectifs répondant à l'enjeu de protection de la ressource en eau pour les cultures actuelles et de nouvelles cultures qui seraient intéressantes à développer.<br>Le même format de fiche est mobilisé. |
| Paramétrage du simulateur entre les ateliers | L'animateur importe les données d'assolement du territoire actuel dans le simulateur Co-Click'Eau.<br>Il calcule les indicateurs environnementaux et technico-économiques de la matrice technique, qui caractérisent les itinéraires techniques actuels et prospectifs. Ce calcul est fait en mobilisant des outils ou expertises divers.<br>L'animateur importe ensuite cette matrice technique dans le simulateur. |
| | À noter que le choix des indicateurs de performances est fait préalablement en concertation avec les acteurs en atelier. |
| Expression des attentes des acteurs en atelier | Les acteurs de l'eau et les acteurs agricoles partagent leurs représentations du territoire et objectivent la problématique des pollutions diffuses agricoles grâce à une présentation du territoire actuel.<br>Ils expriment également leurs attentes et objectifs pour le futur plan d'actions. |
| Simulation et qualification des scénarios entre les ateliers | Des requêtes correspondant à ces attentes sont élaborées par l'animateur et saisies sur le simulateur pour modéliser différents scénarios prospectifs.<br>Les résultats des simulations (assolements de cultures détaillés par modes de conduite et valeurs d'indicateurs) sont mis en forme par l'animateur (graphiques et tableaux). |
| Évaluation des scénarios en atelier | Les résultats sont présentés en atelier aux acteurs de l'eau et aux acteurs agricoles. Ils font l'objet de discussions pour identifier collectivement un ou deux scénarios « désirables ».<br>Avant d'arriver à ces scénarios qui guideront la rédaction du plan d'actions, un à trois allers retours entre simulation et atelier d'évaluation de scénarios sont généralement nécessaires.<br>Les scénarios sont ainsi modifiés pour atteindre certains résultats en termes d'indicateurs, de surfaces de culture, modes de conduite et de volumes de collecte des cultures faisant l'objet de consensus. |

**Tableau 17.2.** Données de la démarche Co-Click'Eau.

| Données | Origine | Utilisation |
|---|---|---|
| Diagnostic de l'état de la ressource en eau | Diagnostic préalable de la procédure de captage | Cibler la problématique de gestion de l'eau pour construire les scénarios. |
| Données pédoclimatiques | Cartes des sols préexistantes et expertise des personnes ressources locales | Permettre un zonage du territoire visant à mieux prendre en compte les contraintes agronomiques lors de la description des itinéraires techniques prospectifs et à qualifier la pression des pratiques sur la ressource en eau lors du calcul d'indicateurs. |
| Assolement actuel et successions de cultures actuelles | Diagnostic préalable de la procédure de captage « Diagnostic des pressions et émissions agricole » et données du Registre parcellaire graphique | Construire et évaluer le territoire actuel nécessaire au paramétrage de l'outil. |

**Tableau 17.2.** Données de la démarche Co-Click'Eau. *(suite)*

| Données | Origine | Utilisation |
|---|---|---|
| Itinéraires techniques actuels formalisés sous la forme de fiche | Diagnostic préalable de la procédure de captage « Diagnostic des pressions et emissions agricole » et expertise de personnes ressources locales | Construire et évaluer le territoire actuel nécessaire au paramétrage de l'outil. |
| Itinéraires techniques prospectifs formalisés sous la forme de fiche | Expertise de personnes ressources locales | Compléter la matrice technique nécessaire au paramétrage de l'outil. |

## Résultats bruts

Dans le tableau 17.3, nous présentons les principaux résultats de la démarche mise en œuvre sur l'un des territoires accompagnés : l'aire d'alimentation de captage des Lutineaux dans les Deux-Sèvres. Sur ce territoire, l'enjeu est de diminuer la concentration en nitrates au captage, qui est en moyenne de l'ordre de 90 mg/L. Il s'étend sur 2 300 ha, principalement dédiés à la production de grandes cultures, et concerne 65 agriculteurs. Une concertation a été réalisée dans l'objectif de construire les grandes lignes d'un nouveau plan d'actions. Le travail de coconstruction des itinéraires techniques a été effectué lors de quatre ateliers réunissant un comité technique de huit à dix personnes dont 50 % d'agriculteurs et 50 % de prescripteurs. Un mode de conduite actuel est décrit, ainsi que quatre modes prospectifs nommés respectivement Alternatif 1, Alternatif 2, Semis direct (SD) et Agriculture biologique (AB). L'animateur du syndicat de l'eau, en collaboration avec un animateur d'INRAE, a élaboré les requêtes permettant de simuler et qualifier des scénarios prospectifs ayant servi de base à la concertation lors de deux ateliers supplémentaires. Ces ateliers ont permis de mêler les acteurs de ce comité et du comité de pilotage de l'aire d'alimentation de captage.

Le tableau 17.3 résume les résultats du scénario retenu à l'issue de la démarche, à comparer aux caractéristiques du territoire actuel. Le plan d'action basé sur le scénario issu de la concertation est actuellement en cours de rédaction.

La figure 17.1 explicite de façon synthétique les résultats des scénarios intermédiaires qui ont permis l'émergence du scénario finalement retenu.

## Retour sur les données, les outils et les méthodes

La démarche a été mise en œuvre sur une quinzaine d'aires d'alimentation de captage en grandes cultures et polyculture-élevage. Leurs animateurs, employés de collectivités, de bureaux d'étude, de chambres d'agriculture et d'instituts de recherche, se sont appuyés sur la méthode, les données et les outils présentés ci-dessus.

Durant la phase d'échanges techniques de ces démarches, on constate que le temps à investir pour décrire le territoire actuel est important et ce, malgré la réalisation des diagnostics préalables. Les données collectées sont en effet généralement insuffisantes pour décrire les situations culturales (zone × culture × mode de conduite) et les caractériser avec les indicateurs sélectionnés par le collectif comme les indices

de fréquence de traitement (IFT), les marges et les reliquats post-récolte. Par conséquent, la phase de paramétrage nécessite une forte mobilisation de l'expertise locale *via* des enquêtes complémentaires et des ateliers de travail. Sur certains territoires, ce constat nous a amené à accompagner la mise en œuvre du diagnostic territorial des pressions et des émissions agricoles réalisé en amont de Co-Click'Eau, dans le cadre des procédures imposées sur les aires d'alimentation de captage. Cet accompagnement vise à faciliter la collecte de données de qualité et utiles à la démarche. Par ailleurs, nous avons proposé une mutualisation régionale de ce travail de paramétrage à l'échelle de la région Poitou-Charentes. Cette matrice régionale a déjà été utilisée et adaptée au contexte de trois aires d'alimentation de captage dans le cadre de démarches Co-Click'Eau.

**Tableau 17.3.** Résultats du scénario retenu sur le territoire des Lutineaux (département des Deux-Sèvres) en comparaison du territoire actuel servant de référence.

| | Moyennes des principaux indicateurs à l'échelle du territoire | | | Répartition de la surface du territoire entre les différents modes de conduite (%) | Assolement de cultures à l'échelle du territoire (%) |
|---|---|---|---|---|---|
| | **Concentration estimée en nitrate de la lame d'eau drainante** | **Marge semi-nette** | **Temps de travail** | | |
| Territoire actuel | 92 mg/l | 539 €/ha | 7,8 h/ha | Actuel : 80<br>Alternatif1 : 20<br>Alternatif2 : 0<br>SD* : 0<br>AB** : 0 | Blé :48<br>Céréales secondaires : 16<br>Maïs sorgho : 5<br>Colza : 10<br>Tournesol : 12<br>Lin : 1<br>Légumineuses : 6<br>Sarrasin : 0<br>Prairie : 2<br>Nombre d'espèces : 16 |
| Scénario retenu à l'issue de la concertation | 43 mg/l | +3 % en relatif par rapport au territoire actuel | 0 % en relatif par rapport au territoire actuel | Actuel : 20<br>Alternatif1 : 20<br>Alternatif2 : 33<br>SD : 13<br>AB : 14 | Blé : 30<br>Céréales secondaires : 23<br>Maïs, sorgho : 7<br>Colza : 5<br>Tournesol : 8<br>Lin : 3<br>Légumineuses : 16<br>Sarrasin : 4<br>Prairies temporaires : 4<br>Nombre d'espèces : 19 |

Note. * semis direct. ** agriculture biologique.

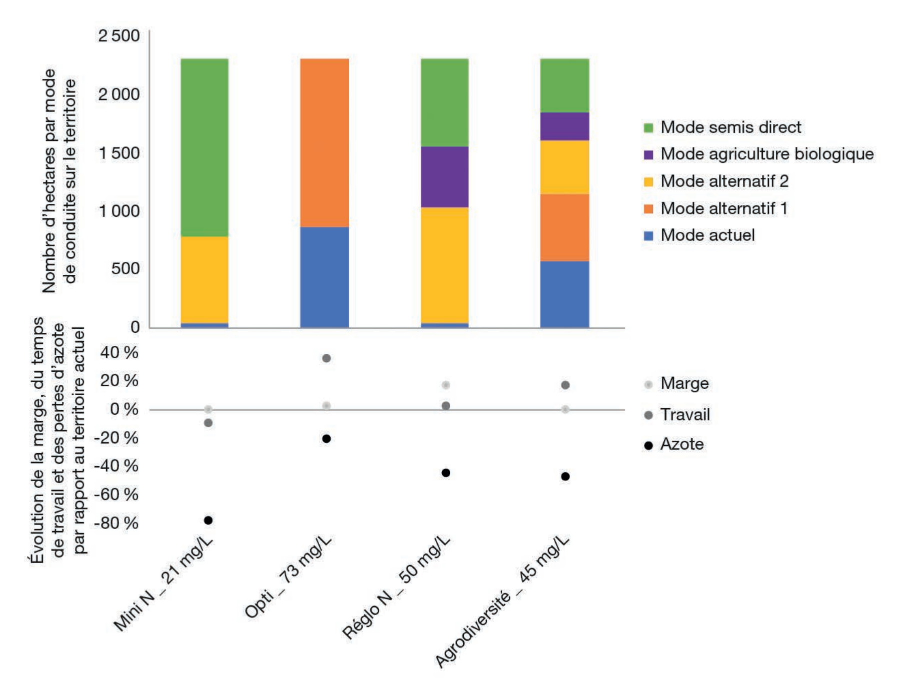



**Figure 17.1.** Résultats des scénarios intermédiaires en termes de répartition en surface par mode de conduite sur le territoire (en haut) et de valeur des trois principaux indicateurs (en bas, en % par rapport au territoire actuel).

Les noms des scénarios combinent la concentration moyenne en nitrate obtenue et une référence à la requête utilisée en entrée du simulateur :
Mini N : Réduction maximale de la concentration en nitrate avec marge et temps de travail égaux à +/- 5 % de l’actuel
Opti : Réduction maximale de la concentration en nitrate sans changement dans l’assolement de cultures
Réglo : Atteintes de la norme de 50 mg/l en maximisant la marge
Agridiversité : Réduction maximale de la concentration en nitrate avec une diversité de modes de conduite.

Cette phase de description des modes de conduite a également mis en évidence la difficulté des agriculteurs et des conseillers à se projeter dans une approche systémique des systèmes de culture. Ce constat a conduit à la production de fiches d’itinéraires techniques permettant de guider les échanges techniques en atelier. Chaque animateur d’une démarche s’approprie le modèle de fiche proposé en modifiant sa forme et le type de contenu. Cette structuration des données techniques peut toutefois freiner la créativité. En effet, lors des ateliers de construction des modes de conduite prospectifs, les acteurs ont tendance à reprendre les éléments des fiches décrivant les modes actuels pour imaginer les itinéraires prospectifs, et à les ajuster à la marge, sans réfléchir à des pratiques innovantes. Différentes techniques d’animation sont mobilisées pour éviter ce biais.

Concernant la phase de concertation, la méthode de coconstruction de scénarios prospectifs sur la base de l’expertise locale facilite les échanges. À l’issue des démarches, on observe que certains acteurs ont une meilleure compréhension des pressions agricoles et des transferts de polluants à l’œuvre, ainsi que des objectifs et des contraintes des autres acteurs du territoire. Dans certains cas, la démarche a également permis

d'imaginer des actions ambitieuses et inattendues comme l'expérimentation collective de l'agriculture biologique autour d'un captage dans un territoire où ce modèle agricole était jusque-là perçu comme économiquement et techniquement non viable.

Toutefois, on identifie une limite à l'utilisation d'un modèle d'optimisation sous contrainte. En effet, l'optimisation conduit à identifier un scénario optimal unique en réponse à chaque ensemble d'objectifs et de contraintes exprimé par les acteurs du territoire. Des résultats proches peuvent être obtenus pour des scénarios suboptimaux correspondant à d'autres combinaisons de cultures et de modes de conduite. Ces scénarios suboptimaux ne sont pas pris en considération, alors qu'ils peuvent permettre une exploration des futurs possibles, riche d'enseignements pour le collectif.

Trois autres points de vigilance méthodologique ont été identifiés lors de cette étape de concertation : la mise en forme des résultats des scénarios, l'animation du débat sur la base de ces supports et la traduction du scénario en plan d'actions. Ces points font l'objet d'une étude approfondie dont les résultats sont attendus en 2021.

## Retour sur l'ensemble de la démarche Co-Click'Eau

Sur les différentes aires d'alimentation de captage soumises à la démarche Co-Click'Eau, la méthode proposée par INRAE a été adaptée en fonction du contexte agricole, environnemental et sociotechnique local et des moyens humains et financiers mis à disposition par la collectivité. On observe ainsi une diversité de types d'acteurs impliqués aux différentes étapes, de techniques d'animation d'atelier, de choix d'indicateurs et de types de scénarios, etc (Bonifazi *et al.*, 2019).

Par ailleurs, la démarche a été mobilisée dans le cadre de deux projets de recherche-action : le projet Brie'eau en Seine-et-Marne (Seguin *et al.*, 2018) ; le projet Légitimes en Côte d'Or (Soulié *et al.*, 2019). Lors de ces projets, de nouvelles thématiques ont pu être intégrées dans les scénarios et discutées avec les collectifs locaux :
- l'aménagement de zones tampons visant la réduction des pollutions diffuses agricoles ;
- le maintien de la biodiversité ;
- l'autonomie alimentaire des élevages bovins.

Ces recherches ont également été l'occasion de réfléchir à de nouveaux supports et modalités d'animation pour impliquer des acteurs peu familiers des enjeux agricoles dans les discussions. Ces deux projets de recherche-actions nous ont ainsi permis de tester la généricité de la démarche vis-à-vis de nouvelles problématiques et d'un nouveau public.

Les différentes expériences de mise en œuvre de la démarche sont en cours d'analyse. Ces résultats serviront à la conception d'un nouveau guide à destination des futurs animateurs de la démarche.

## Remerciements

Les résultats présentés ici sont issus d'une démarche conduite par le syndicat d'eau du Val du Thouet. Les auteurs remercient ce syndicat et plus particulièrement Cyril Griman, animateur de la démarche, ainsi que tous les acteurs locaux impliqués lors des ateliers.

## ⏩ Références bibliographiques

Bonifazi M., Ballot R., Guichard L., 2019. La démarche Co-Click'Eau, itinéraire méthodologique adaptatif pour des démarches « captage » territorialisées et participatives. Colloque PSDR/OPDE, Comment adapter et hybrider les démarches participatives dans les territoires ? Clermont-Ferrand, 15 et 16 octobre 2019.

Chantre E., Guichard L., Ballot R., Jacquet F., Jeuffroy M.H., Prigent C., Barzman M., 2016. Co-Click'Eau, a participatory method for land-use scenarios in water catchments. *Land use policy*, 59 : 260-271.

Gisclard M., Chantre É., Cerf M., Guichard L., 2015. Co-Click'Eau : une démarche d'intermédiation pour la construction d'une action collective locale ? *Natures sciences sociétés*, 23 : 3-13.

Jacquet F., Butault J.P., Guichard L., 2011. An economic analysis of the possibility of reducing pesticides in french field crops. *Ecological economics*, 70: 1638-1648.

Ménard M., Poux X., Lumbroso S., Zakeossian D., Housse J.P., Guichard L., Gascuel-Odoux C., 2014. *Protection des captages contre les pollutions diffuses agricoles : diagnostic, démarches et acteurs. Perspectives pour un centre de ressources.* Rapport Onema.

Seguin L., Birmant F., Letournel G., Bonifazi M., Barataud F., Arrighi A., Guichard L., Bouarfa S., Roger L., Royer L., Hureau D., Rougier J.E., Melion-delage R., Bontoux C., Bartholomé B., Tournebize J., 2018. Projet Brie'eau : une démarche participative pour repenser ensemble un territoire de grandes cultures. *Agronomie environnement et société*, 8(2) : 157-169.

Soulié M., Bonifazi M., Guichard L., Quinio M., Ballot R., Jeuffroy M.H., Pelzer E., 2019. Co-conception et évaluation de scenarios agronomiques de réintroduction de légumineuses dans un territoire de Bourgogne. *Innovations agronomique*, 74 : 93-103.

# Chapitre 18

# Qualité de l'eau en aire d'alimentation de captage : gestion dynamique avec la démarche Transit'Eau

Claudine Ferrané, Raymond Reau et Lorène Prost

## Contexte et problème de gestion de l'eau

Dans de nombreuses aires d'alimentation de captage (AAC), le plan d'action est construit sans évaluer *a priori* si le scénario choisi permettra de fournir de l'eau de qualité à terme. L'animateur tente de faire appliquer aux agriculteurs les bonnes pratiques mises en avant ; l'évaluation en fin de programme porte sur la conformité des moyens mis en œuvre (financement, adhésion aux mesures, pratiques agricoles) et sur l'évolution de l'application de ces bonnes pratiques au fil des années. Dans ces conditions, ce sont moins les résultats que les moyens déployés sur l'aire d'alimentation de captage qui sont au cœur du travail d'animation. Et souvent, la qualité de l'eau n'est pas améliorée.

Pour remettre une logique de résultats au centre de ces démarches, la démarche Transit'Eau a été initiée sur l'aire d'alimentation de captage de Brienon-sur-Armançon en collaboration avec la chambre d'agriculture de l'Yonne pour traiter de la problématique de pollution de l'eau par les nitrates. Elle est testée aujourd'hui sur deux autres territoires confrontés à la même problématique :
– démarche sur l'aire d'alimentation de captage du Tremblay-Omonville dans le département de l'Eure, animée par le syndicat d'eau du Roumois et du plateau du Neubourg (SERPN) ;
– démarche sur l'aire d'alimentation de captage de Somme-Vesle dans le département de la Marne, animée par la chambre d'agriculture.

Elle est également en discussion avec une vingtaine d'animateurs.

## Démarche suivie et justification

La démarche Transit'Eau vise à reconcevoir dynamiquement des systèmes de culture qui au départ fournissaient une eau de qualité médiocre (fortes pertes potentielles d'azote minéral dans l'eau) pour reconquérir la qualité de l'eau. L'approche est basée sur la participation des acteurs locaux à la conception d'un projet local de territoire, le dialogue territorial entre ces acteurs et l'analyse annuelle de l'atteinte des résultats du projet.

La démarche Transit'Eau articule trois idées (Paravano *et al.*, 2016 ; Ferrané, 2017) :
– construire un projet local de territoire qui définit un objectif de résultats et non de moyens ;
– impliquer les agriculteurs au cœur de la conception de ce projet ;
– au fil du temps, montrer l'ajustement entre les actions proposées et les résultats obtenus pour adapter le projet local au fur et à mesure de son implémentation, *via* une analyse participative annuelle des résultats obtenus en écart aux résultats attendus.

La démarche Transit'Eau repose beaucoup sur l'animateur du captage.

Au cours de l'étape 1, celui-ci mobilise les agriculteurs de l'aire d'alimentation de captage et d'autres acteurs du territoire pour partager la problématique à résoudre et construire un projet local permettant d'atteindre la qualité de l'eau visée collectivement. Des intervenants externes peuvent compléter les réflexions du collectif. Des outils d'évaluation peuvent être mobilisés pour vérifier *ex ante* la pertinence des changements proposés pour atteindre le résultat visé.

Une fois le projet stabilisé, il est décliné dans un tableau de bord (étape 2) qui donne à voir, par des indicateurs, la chaîne de cause à effet par laquelle le collectif relie les pratiques agricoles à la qualité de l'eau (tableau 18.1). Alimenté par un observatoire des pratiques et de l'état des champs, ce tableau de bord tient un rôle central dans l'apprentissage de tous les acteurs et dans les choix d'orientation du projet par le comité de pilotage.

L'édition annuelle du tableau de bord permet de débattre de l'adéquation du projet aux résultats visés et de l'ajuster, si nécessaire. Cette reconception dynamique du projet local sur la base des résultats obtenus constitue l'étape 3 de la démarche, elle s'étale sur plusieurs années.

La démarche est également caractérisée par une animation auprès des agriculteurs et du comité de pilotage qui se fonde sur les résultats obtenus : l'animateur crée des temps de discussion avec les agriculteurs autour de l'état des champs et des résultats obtenus de la qualité de l'eau qui sort des champs. Le travail du comité de pilotage se structure à partir des résultats obtenus mentionnés dans le tableau de bord.

## ⏩ Outils, données et méthodes

**Tableau 18.1.** Description des méthodes et outils mobilisés dans la démarche Transit'Eau.

| Méthodes | Description succincte |
|---|---|
| Étape 1 (Ravier *et al.*, 2015 ; Reau *et al.*, 2012) | Entretiens auprès des acteurs du territoire pour faire émerger une cible de conception.<br>Ateliers de conception avec les agriculteurs.<br>Évaluation de la capacité des actions imaginées à atteindre la cible de conception.<br>Rédaction du projet local.<br>Réunions auprès des agriculteurs et du comité de pilotage pour valider le projet local. |

| Méthodes | Description succincte |
|---|---|
| Étape 2 (Prost *et al.*, 2018) | Construction d'une chaîne de cause à effet décrivant le raisonnement du projet local : choix d'indicateurs synthétiques pour suivre chaque maillon de cette chaîne à l'échelle du territoire. Constitution du tableau de bord (figure 18.1 et ci-dessous). |
| Étape 3 (Prost *et al.*, 2018 ; Paravano *et al.*, 2016) | Analyse de la réussite du projet par le comité du pilotage de l'aire d'alimentation de captage à partir de l'édition annuelle du tableau de bord. |
| | Partages des résultats observés et mesurés entre agriculteurs et avec l'animateur :<br>– tours de plaine collectifs en fin d'été (repousses et couverts sont-ils développés ? Sont-ils carencés ? Reste-t-il de l'azote minéral dans le sol ?) ;<br>– analyses individuelles des résultats (reliquats azotés en début de drainage)<br>– analyse collective du résultat du territoire. |
| **Outils** | |
| Tableau de bord (Girardin *et al.*, 2005) | Schéma synthétique agençant des indicateurs, il représente la chaîne de cause à effet pensée dans le projet local (actions, résultats au champ et résultats sur l'eau). |
| | Il a deux fonctions principales :<br>– information. Le schéma permet à l'ensemble des acteurs de mieux comprendre le problème à résoudre, d'échanger sur des bases techniques et agronomiques et de créer une relation de confiance entre eux ;<br>– aide à la décision stratégique du comité de pilotage. |
| | Le schéma permet de discuter annuellement les questions suivantes :<br>– Les résultats visés sont-ils atteints ?<br>– Les actions choisies sont-elles mises en place et permettent-elles d'atteindre le résultat visé ? |
| Observatoire des pratiques et de l'état des champs (Paravano *et al.*, 2016) | Rempli par l'animateur, l'observatoire rassemble des données pour remplir le tableau de bord et alimenter l'accompagnement des agriculteurs, selon des procédures d'échantillonnage propres à chaque aire d'alimentation de captage :<br>– observations (par exemple : % de surfaces avec pompes azotées efficaces, figure 18.1) ;<br>– mesures (par exemple : reliquats au début du drainage, concentration de $NO_3$ au captage) ;<br>– estimations (par exemple : pertes azotées à partir de reliquats début drainage) ;<br>– modélisation (par exemple : utilisation possible du modèle Syst'N pour évaluer l'impact de pratiques ou calculer des pertes azotées). |
| Outils d'évaluation (Reau *et al.*, 2017) | Transit'Eau se fonde sur une logique de résultats. Elle nécessite des outils d'évaluation pour estimer la capacité des systèmes de culture à perdre peu d'azote (Criter, Syst'N) et pour passer de mesures d'états des champs à l'estimation de pertes azotées (modèle de Burns, Syst'N). |

**Tableau 18.1.** Description des méthodes et outils mobilisés dans la démarche Transit’Eau. *(suite)*

| **Données** | |
|---|---|
| Le type de données à collecter est fonction du projet local de territoire et de son tableau de bord (ici, cas des trois aires d’alimentation de captage suivies sur une problématique des nitrates). Le point commun de ces données est qu’elles informent des résultats de pratiques plus que les pratiques elles-mêmes. | |
| Données pédoclimatiques | Données météorologiques locales (précipitations notamment)<br>Caractéristiques pédologiques des sols (grands types de sols) |
| Données de l’observatoire | Pratiques agricoles réalisées :<br>– assolement annuel sur le territoire ;<br>– présence de couverts et repousses sur le territoire en fin d’été et début d’automne (données relevées par l’animateur, puis enrichies lors des tours de plaine collectifs) ;<br>– apports d’engrais évoqués, si besoin, lors de rendez-vous de l’animateur avec les agriculteurs sur leurs résultats de reliquat début drainage (pas nécessaires au remplissage du tableau de bord). |
| | États des champs obtenus :<br>– densité des espèces présentes à l’automne en interculture longue, densité de repousses post-pois et colza ;<br>– biomasse des couverts-repousses, azote contenu dans cette biomasse, part de la surface précédemment cultivée en colza où les repousses montrent des signes de carences azotées. |
| | Reliquat d’azote minéral en début de drainage (échantillonnage sur l’aire d’alimentation de captage). |
| | État de l’eau obtenu : qualité de l’eau au captage (concentration en nitrate). |
| | Sur les aires d’alimentation de captage avec un délai de réponse long, suivi d’un résultat intermédiaire (exemple, estimation de la quantité d’azote lessivé par hectare, ou concentration en nitrate de la lame drainante). |

## Résultats bruts

Les résultats bruts varient d’une aire d’alimentation de captage à l’autre puisque dans chaque aire est développé un projet local et un tableau de bord, et sont définis les indicateurs à suivre.

Nous prenons l’exemple de quelques résultats obtenus dans l’aire d’alimentation de captage de Brienon, sur plusieurs années. Suite au travail du comité de pilotage avec les acteurs, puis avec les agriculteurs dans l’aire d’alimentation de captage de Brienon, un projet local a été construit et transcrit dans le tableau de bord représenté en figure 18.1.

Au fil des années, le tableau de bord évolue. La figure 18.2 montre que la qualité de l’eau au captage ne s’est pas améliorée (délai de réponse estimé à 15-20 ans car la nappe souterraine est importante), mais que la qualité de l’eau sortant des champs atteint le résultat visé (moins de 30 kg/ha d’azote lessivé estimé en moyenne). Ceci laisse présager une eau de qualité au captage à terme, si la dynamique se poursuit. Prost *et al.* (2018) donnent plus de détails sur la façon dont le suivi annuel des tableaux de bord a conduit à modifier les actions agricoles et le projet local.

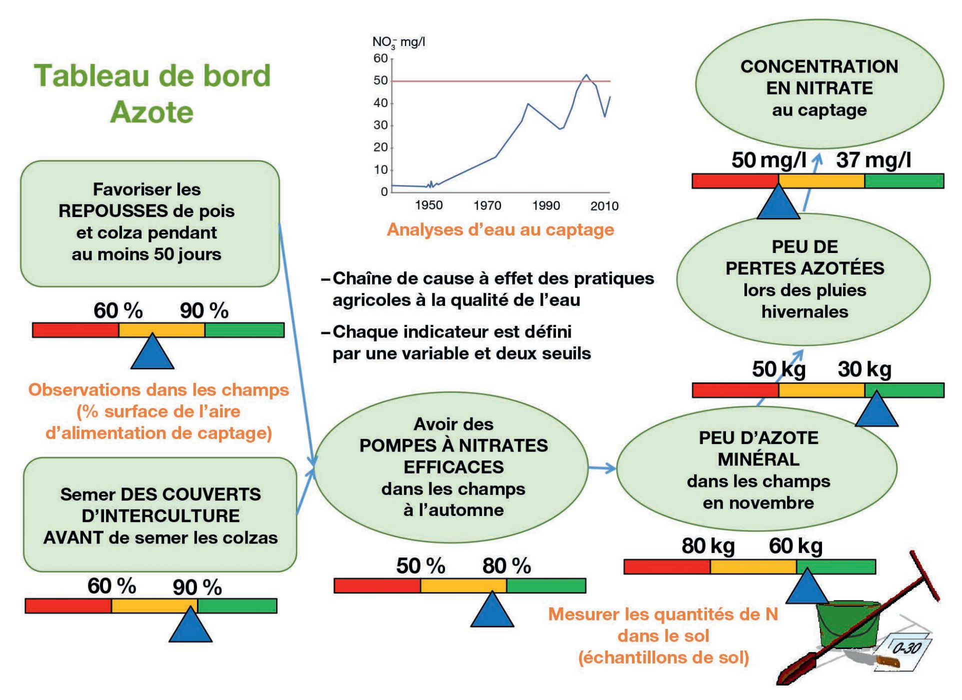



**Figure 18.1.** Structure du tableau de bord de l'aire d'alimentation de captage de Brienon (département de l'Yonne).

Pourcentage (%) de surface à gauche et au milieu. Quantité d'azote dans le sol et lessivage de N en moyenne sur le territoire en kg/ha à droite. Qualité de l'eau en $NO_3^-$ mg/l en haut à droite.
Chaque maillon de la chaîne de cause à effet est évalué à l'aide d'un indicateur. Deux seuils sont définis par indicateur, définissant 3 classes de couleurs. Par exemple, au centre, si moins de 50 % de la zone concernée est couverte par des pompes efficaces, la bulle sera rouge ; au-delà de 80 %, elle sera verte. Entre les deux, elle sera orange.
Le triangle bleu symbolise le résultat obtenu une année « n », sa position indique immédiatement si le résultat se situe dans la zone « vert » (obtenu = attendu).

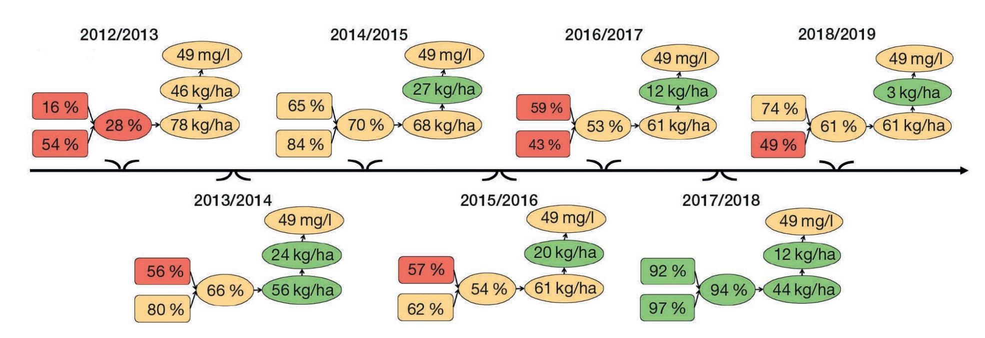



**Figure 18.2.** Tableaux de bord annuels de l'aire d'alimentation de captage de Brienon depuis 2012.

## ⏩ Retour sur les données, les outils et les méthodes

La démarche Transit'Eau est testée dans des aires d'alimentation de captage ayant une problématique de pollution par les nitrates dans les départements de la Marne, l'Eure et l'Yonne. L'activité d'animation de ces projets se caractérise par les savoir-faire suivants :

– les tours de plaine de l'automne nécessitent un peu de pratique pour les animateurs (par exemple, interroger les agriculteurs sur les résultats obtenus et non sur leurs pratiques). Mais ils créent des débats intéressants (exemple de questionnements : des repousses de colzas rouges sont-elles réussies ? Ce qui compte, est-ce d'avoir un beau et gros couvert ou un couvert carencé ?) ;

– l'analyse des pertes sur la base des reliquats du début de drainage montre que l'obtention de faibles pertes est possible et encourage les agriculteurs constatant de fortes pertes sur leurs champs. Outre la pratique des couverts, elle a permis d'identifier cinq façons de cultiver produisant de l'eau « propre » sortant des champs à Brienon (Prost *et al.*, 2018) ;

– le tableau de bord décliné chaque année permet aux membres du comité de pilotage d'avoir un état des lieux factuel des écarts entre ce qui était attendu et ce qui a été obtenu à l'échelle du territoire, et d'analyser ces résultats. Cela conduit à des petites améliorations du programme chaque année et, à certains moments, à de profondes transformations du projet de l'aire d'alimentation de captage. À Brienon par exemple, le programme était focalisé au départ sur la réussite des couverts de fin d'été. Mais au bout de quatre ans, celui-ci a été complété par des actions spécifiques avec les éleveurs et notamment le développement du compostage.

## ⏩ Retour sur l'ensemble de la démarche Transit'Eau

Dans le cas le plus anciennement étudié, à Brienon, la démarche a conduit à identifier des agriculteurs « produisant » déjà de l'eau propre sur leurs parcelles et d'autres agriculteurs dont les pratiques contribuent à la pollution des eaux du captage. L'amélioration des pratiques de ces derniers a permis au territoire dans son ensemble d'atteindre l'objectif d'avoir peu de pertes de nitrate en moyenne sous les champs. L'activité de diagnostic et de construction pas à pas avec les agriculteurs a aussi conduit à des ruptures dépassant de simples améliorations du système de culture : deux agriculteurs se sont convertis à l'agriculture biologique, un autre arrête son activité d'élevage. L'objectif de faibles pertes de nitrates à la sortie des champs à l'échelle du territoire a été atteint au bout de six ans de gestion dynamique. La poursuite de cette dynamique laisse présager l'obtention d'une eau de qualité (moins de 37 mg de nitrates par litre) au captage d'ici quinze à vingt ans, ce qui correspond au délai de réponse estimé du captage.

Dans le cadre de problématiques de pollution de l'eau par les nitrates, la démarche Transit'Eau décrite ci-dessus porte sur l'évaluation des résultats obtenus après chaque année de la mise en œuvre du projet de territoire, dans l'espace composé des champs cultivés et des chemins de l'eau où l'azote est mesuré et observé.

Elle est désormais en cours d'adaptation à des aires d'alimentation de captage touchées par des problèmes de concentration de produits phytosanitaires dans l'eau. Cette nouvelle orientation relance un certain nombre de chantiers méthodologiques :

comment gérer la multiplicité des molécules ? Quels indicateurs permettraient de suivre leurs impacts de façon dynamique dans l'eau ? Quelles mesures robustes et peu coûteuses peut-on mettre en place pour alimenter un tableau de bord ? etc.

## ⏩ Références bibliographiques

Brienon : cultiver de l'eau propre http ://www.inra.fr/Grand-public/Agriculture-durable/Tous-les-magazines/Cultiver-de-l-eau-propre [vidéo].

Ferrané C., 2017. Piloter une AAC selon une logique de résultats : une démarche pour une gestion dynamique du projet d'une AAC (à enjeu « nitrate ») à l'aide d'un tableau de bord. https ://aires-captages.fr/connaissances-et-outils/documents/piloter-une-aac-selon-une-logique-de-résultats.

Girardin P., Guichard L., Bockstaller C., 2005. *Indicateurs et tableaux de bord : guide pratique pour l'évaluation environnementale*. Paris : Lavoisier (coll. Technique et documentation), 40 p.

Paravano L., Prost L., Reau R., 2016. Brienon-sur-Armançon : pilotage dynamique des actions d'un territoire à enjeu nitrate, à l'aide d'un observatoire et d'un tableau de bord. *Agronomie, environnement et sociétés*, 6(1) : 127-133.

Prost L., Reau R., Paravano L., Cerf M., Jeuffroy M.H., 2018. Designing agricultural systems from invention to implementation: the contribution of agronomy. Lessons from a case study. *Agricultural systems*, 164: 122-132.

Ravier C., Prost L., Jeuffroy M.H., Wezel A., Paravano L., Reau R., 2015. Multi-criteria and multi-stakeholder assessment of cropping systems for a result-oriented water quality preservation action programme. *Land use policy*, 42: 131-140.

Reau R., Monnot L.A., Schaub A., Munier-Jolain N., Pambou I., Bockstaller C., Cariolle M., Chabert A., Dumans P., 2012. Les ateliers de conception de systèmes de culture pour construire, évaluer et identifier des prototypes prometteurs. *Innovations agronomiques*, 20 : 5-33.

Reau R., Bedu M., Ferrané C., Gratecap J.B., Jean-Baptiste S., Paravano L., Parnaudeau V., Prost L., 2017. Évaluation des émissions de nitrate par les champs pour la conception de projets de territoire et l'accompagnement de la transition en aires d'alimentation de captage. *Innovations agronomiques*, 57 : 1-11.

# Chapitre 19
# Réduction de l'usage des herbicides et limitation de la contamination des eaux en bassins versants viticoles

Anne Biarnès et Marc Voltz

## ⏩ Contexte et problème de gestion de l'eau

La réduction du ruissellement polluant est un enjeu majeur en région viticole méditerranéenne du fait des risques élevés de contamination des eaux liés à l'importance des écoulements de surface et à l'usage de pesticides. L'enjeu est particulièrement marqué pour les herbicides qui sont les principales molécules retrouvées dans les eaux de surface et souterraines, ces dernières étant alimentées dans de nombreux cas par le ruissellement de surface.

Parallèlement à une réduction de l'usage des pesticides, l'une des voies possibles permettant la limitation de la contamination des eaux est le maintien ou la restauration d'une infiltrabilité du sol suffisante pour que les flux de ruissellement, d'érosion et de pesticides soient limités lors des crues. De nombreux travaux ont montré que le coefficient d'infiltrabilité du sol est sous la dépendance de l'état de la couche de surface du sol (Boiffin et Monnier, 1986 ; Leonard et Andrieux, 1998). De plus, en zone viticole, les états de la surface du sol et leurs évolutions dépendent des pratiques d'entretien du sol, en interaction avec le climat. Réduire les risques de ruissellement polluant dans un bassin versant viticole passe notamment par l'identification de modalités d'entretien du sol et de distributions spatiales de ces modalités qui participent à la préservation ou à la restauration de l'infiltrabilité du sol tout au long de l'année, tout en réduisant l'usage des herbicides. Ces modalités doivent cependant être potentiellement acceptables par les viticulteurs, tant au plan des contraintes organisationnelles que de la production.

Une étude de cas a été menée sur le bassin versant du Rieutort (45 km$^2$) à proximité de Béziers (département de l'Hérault), dont 15,4 km$^2$ sont consacrés à la culture de la vigne. Elle avait pour but l'élaboration et l'évaluation de stratégies d'entretien du sol à l'échelle du bassin versant visant à réduire le ruissellement polluant par les herbicides, tout en préservant les niveaux de production (Andrieux *et al.*, 2015).

## ⏩ Démarche suivie

La démarche générale a intégré trois étapes :

– identification à dires d'experts de stratégies candidates de réduction des herbicides à l'échelle du bassin définissant des modalités d'entretien du sol autorisées et des règles d'attribution de ces modalités aux parcelles ;

– évaluation des impacts environnementaux et productifs des stratégies à l'échelle du bassin versant à l'aide d'une chaîne de modèles ;

– analyse des stratégies par dires de viticulteurs.

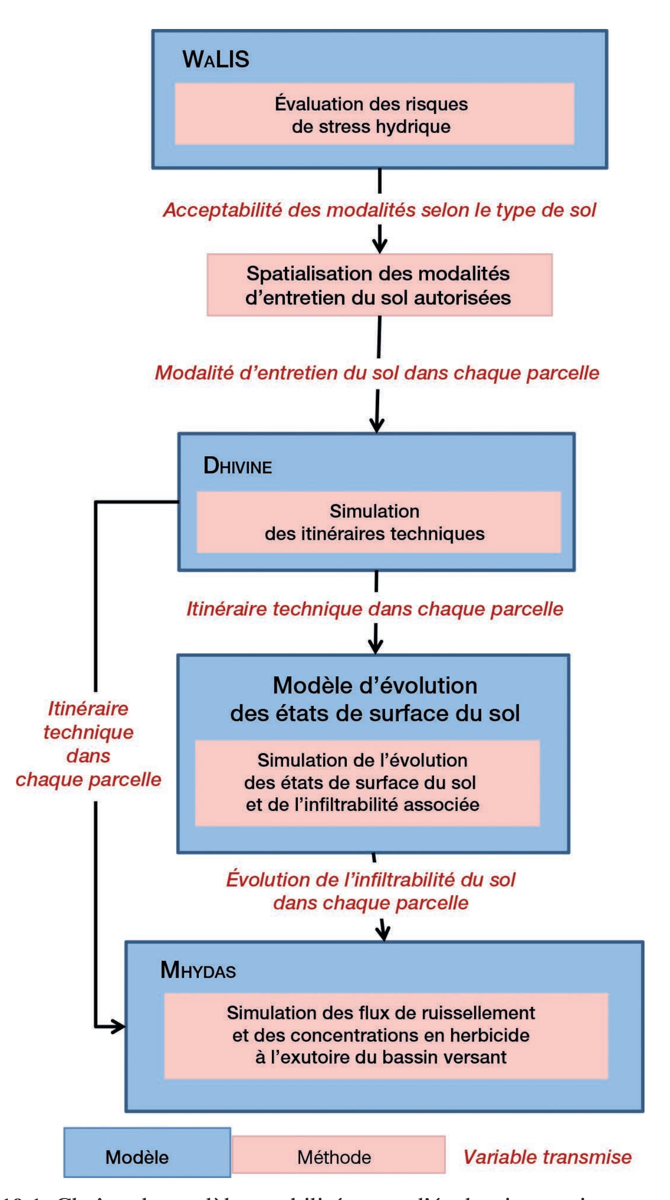



**Figure 19.1.** Chaîne de modèles mobilisée pour l'évaluation environnementale.

Seules l'étape 1 et l'évaluation des impacts environnementaux de l'étape 2 sont présentées ici. La chaîne de modèles mobilisés pour l'évaluation environnementale est présentée dans la figure 19.1. Elle s'appuie sur un modèle de bilan hydrique (WaLIS), un modèle de décision agronomique (Dhivine), un modèle d'évolution des états de la surface du sol et un modèle hydrologique (Mhydas). Pour une stratégie d'entretien du sol donnée, la chaîne de modèles permet de procéder aux cinq calculs ou simulations, détaillés dans les rectangles orangés de la figure 19.1, et dont les principes méthodologiques sont présentés dans le tableau 19.1.

## ⏩ Outils, données, méthodes

**Tableau 19.1.** Les outils, données et méthodes appliqués pour l'identification et l'évaluation environnementales de stratégies de réduction de l'usage d'herbicides.

| **Outils** | Description succincte |
|---|---|
| Modèle de bilan hydrique en vigne WaLIS<br>Référence :<br>Celette *et al.*, 2010 | WaLIS modélise le bilan hydrique d'une association couvert herbacé-vigne et simule, pour un contexte climatique donné, le niveau de stress hydrique de la vigne en tenant compte des caractéristiques de l'enherbement (pourcentage de couverture au sol, période de présence), des caractéristiques des sols (texture et profondeur) et des techniques de désherbage (mécanique ou chimique) qui jouent sur l'infiltrabilité des sols. |
| Modèle Dhivine de simulation des itinéraires techniques viticoles<br>Références : Paré, 2011 ; Martin-Clouaire *et al.*, 2016 ; voir Chapitre 12 | Dhivine est un modèle de décision pour la viticulture, simulant sur un territoire à la résolution parcellaire les itinéraires techniques viticoles, c'est-à-dire, le calendrier des opérations culturales et les intrants associés pour un climat (pluie) et un niveau de pression sanitaire donnés. La simulation tient compte des choix de gestion technique du vignoble et des ressources (vignoble, matériel et main-d'œuvre) de chaque exploitation. |
| Modèle d'évolution des états de la surface du sol<br>Références : Paré, 2011 ; Paré *et al.*, 2011 | Ce modèle représente les processus biophysiques à l'origine de l'évolution de l'état de la surface du sol et de son infiltrabilité (formation d'une croûte structurale et développement d'un couvert herbacé) en tenant compte du climat, de la texture et de l'état hydrique du sol, ainsi que l'itinéraire technique d'entretien du sol. |
| Modèle hydrologique Mhydas<br>Références :<br>Moussa *et al.*, 2002 ; Bouvet *et al.*, 2010 | Le modèle hydrologique Mhydas simule en continu les transferts d'eau et de polluants dans des bassins versants cultivés en modélisant les processus d'écoulement à l'échelle de différents types d'unités hydrologiques connectées entre elles (parcelles, biefs de réseaux hydrographiques, etc.). Il tient compte de la variabilité d'infiltrabilité du sol entre interrangs et rangs de vigne et de l'évolution de l'infiltrabilité au cours du temps. |
| **Données principales** | |
| Sols : WaLIS, modèle d'évolution des états de la surface du sol et Mhydas | Cinq grandes classes de sol ont été définies à partir de la texture et de taux de cailloux de la couche superficielle de chacune des 37 unités de sols présentes sur la carte pédologique (feuille de Lodève au 1/100 000, Inra 1993). |
| Données climatiques : WaLIS, Divhine | Les données climatiques issues de la station météorologique de l'observatoire de Roujan, intégrées au réseau AgroClim Inra, ont été utilisées pour construire les scénarios climatiques représentatifs de la variabilité climatique de la région et alimenter l'analyse fréquentielle des risques de stress hydrique. |

**Tableau 19.1.** Les outils, données et méthodes appliqués pour l'identification et l'évaluation environnementales de stratégies de réduction de l'usage d'herbicides. *(suite)*

| | |
|---|---|
| **Données principales** | |
| Parcellaire cultural : DHIVINE et MHYDAS<br>Territoire d'exploitation : DHIVINE | Le parcellaire cultural viticole (incluant les largeurs des interrangs de vigne) a été construit en mobilisant le parcellaire cadastral, une orthophotographie de 2012 et GoogleEarth. Les territoires des exploitations ont été reconstruits à partir du parcellaire cultural, du REGISTRE PARCELLAIRE GRAPHIQUE (RPG) et du recensement agricole de 2010. |
| Ressources productives des exploitations : DHIVINE | À défaut d'informations spécifiques sur les ressources en matériel et en main-d'œuvre de chaque exploitation, un nombre standard d'unités de matériel et de main-d'œuvre a été attribué à chaque exploitation suivant sa superficie. |
| Gestion technique du vignoble : DHIVINE | La liste des chantiers d'opérations culturales et les règles de décisions associées ont été définies par expertise et enquêtes auprès d'une trentaine d'exploitations viticoles régionales. |
| Topographie et réseau hydrographique : MHYDAS | La topographie et les pentes ont été extraites d'un modèle numérique de terrain issu de la carte au 1/25 000<sup>e</sup> de l'IGN.<br>Le réseau hydrographique, naturel et anthropique, a été reconstitué à partir de trois sources de données :<br>– la base de données Topo® qui représente le réseau de ruisseaux et de rivières ;<br>– des relevés de terrain pour cartographier de façon exhaustive le réseau de fossés agricoles dans quatre zones contrastées du bassin ;<br>– une orthophotographie récente (2012) pour compléter le dessin du réseau de fossés. |
| **Méthodes** | |
| Construction des stratégies d'entretien du sol à tester | Les stratégies ont été élaborées par un groupe d'experts (chercheurs, animateurs de bassins et conseillers agricoles). Elles visent une réduction drastique, par rapport à la moyenne régionale, de l'indice de fréquence de traitement (IFT) herbicide (valeur 0,9) et le maintien d'états de surface du sol infiltrants.<br>Pour chaque stratégie, les experts ont identifié un ensemble de modalités autorisées d'entretien du sol des rangs et interrangs de vigne selon l'objectif d'IFT visé. Dans chaque modalité, l'importance spatiale prise par l'enherbement naturel permanent dans la parcelle (de 0 à 100 %) a été précisée, ainsi que la technique de destruction de l'enherbement là où il n'est pas permanent. |
| Évaluation de l'acceptabilité des modalités d'enherbement du sol vis-à-vis du stress hydrique de la vigne | Toute modalité d'entretien du sol incluant de l'enherbement permanent a été considérée acceptable sur une parcelle donnée dès lors qu'elle n'entraîne pas, en moyenne interannuelle, un pourcentage de jours de stress subi par la vigne entre le débourrement et la véraison supérieur à 66 %. Pour évaluer l'acceptabilité, le stress hydrique a été simulé en s'aidant du modèle WALIS sur chaque parcelle et pour chaque modalité sur une série climatique de dix-huit ans. |
| Spatialisation des modalités d'entretien du sol | Pour une stratégie donnée, l'attribution aux parcelles des modalités autorisées dépend de règles d'attribution, qui tiennent compte de la structure de la vigne (largeur des interrangs) et des modalités d'entretien du sol acceptables dans la parcelle.<br>Lorsque plusieurs modalités sont acceptables dans une parcelle, celle qui permet l'enherbement permanent le plus important en surface est privilégiée. |

| **Données principales** | |
|---|---|
| Déclinaison des modalités spatialisées d'entretien du sol en itinéraires techniques | Pour chaque stratégie et chaque scénario climatique, le modèle DHIVINE a été utilisé pour simuler, exploitation par exploitation, les itinéraires d'entretien du sol dans les rangs et interrangs de chacune des parcelles de l'exploitation, compte tenu des modalités d'entretien du sol attribuées aux parcelles. |
| Simulation des dynamiques d'évolution des états de la surface du sol | Sur la base des itinéraires techniques simulés et des scénarios climatiques, l'évolution des états de la surface du sol dans les interrangs et les rangs de chaque parcelle a été simulée. |
| Simulation des contaminations des eaux de surface | Pour chaque stratégie et chaque scénario climatique, le modèle MHYDAS a été appliqué pour simuler la dynamique de ruissellement et de contamination de l'eau à l'exutoire du bassin versant du Rieutord, en prenant en compte les apports d'herbicide et les états de la surface du sol simulés sur chaque parcelle du bassin versant. |

## ⏩ Résultats bruts

Les stratégies sélectionnées par les experts sont présentées dans le tableau 19.2. Pour toutes les stratégies, l'alternative à l'enherbement permanent est le maintien d'un enherbement naturel hivernal. La technique privilégiée de destruction de l'enherbement est alors le travail du sol réalisé en un ou plusieurs passages sur une période restreinte (entre le 1er mars et le 15 juillet). Lorsqu'un désherbage chimique est autorisé, il est restreint à un seul épandage d'herbicide de post-levée réalisable à partir de fin février.

**Tableau 19.2.** Les stratégies de réduction des usages d'herbicides.

| Stratégie | Objectif de l'indice de fréquence de traitement annuel à l'échelle du bassin versant | Usages d'herbicides associés |
|---|---|---|
| 1a | 0 | Zéro herbicide sur les rangs et les interrangs |
| 1b | ≤ 0,1 | Stratégie 1a, avec la possibilité de désherbage chimique intégral dans les parcelles ne permettant pas le passage du tracteur du fait d'interrangs très étroits. Ces parcelles représentent moins de 10 % de la superficie en vigne du bassin. |
| 2a | ≤ 0,3 | Autorisation de désherbage chimique limitée aux rangs de vigne, soit un tiers de la superficie de la parcelle. |
| 2b | 0,3-0,4 | Stratégie 2a, avec la possibilité de désherbage chimique intégral dans les parcelles aux interrangs très étroits. |

Les résultats de l'évaluation environnementale (tableau 19.3) confirment l'effet majeur de l'intensité de la pression phytosanitaire sur l'intensité de contamination des eaux. Ils montrent la pertinence de rechercher prioritairement des stratégies économes en herbicides pour l'entretien des sols. Ce sont les stratégies évitant

de manière généralisée l'emploi d'herbicides qui sont les seules viables à terme en matière de respect de la qualité des ressources en eau (pour un seuil de potabilité de l'eau de 0,1 μg/l). En effet, même la stratégie 1b, qui n'autorise de fait des traitements que sur moins de 2 % de la surface du bassin (4 % de la superficie viticole), peut entraîner certaines années des niveaux significatifs de contamination à l'exutoire du bassin. On note toutefois que l'introduction transitoire de flexibilité dans les limitations d'usage est envisageable puisque de faibles différences de contamination sont constatées entre les stratégies 2a et 2b et entre les stratégies 1a et 1b.

**Tableau 19.3.** Résultats de l'évaluation environnementale des stratégies.

| Stratégie | Pression (% de la surface viticole désherbée chimiquement) | Concentrations maximales en herbicide (μg/l) des eaux de crue durant un cycle de production annuel | | | Ruissellement cumulé sur un cycle de production annuel (mm) | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | Moyenne | Minimum | Maximum | Moyenne | Minimum | Maximum |
| 1a | 0 | 0 | 0 | 0 | 180,9 | 49,9 | 286,2 |
| 1b | 4 | 0,2 | < 0,0001 | 0,3 | 181,1 | 49,9 | 286,3 |
| 2a | 34 | 2,0 | < 0,0001 | 3,4 | 181,7 | 50,0 | 288,1 |
| 2b | 38 | 2,1 | 0,0001 | 3,5 | 181,8 | 50,0 | 288,3 |

## ⏩ Retour sur les données, les outils et les méthodes

L'évaluation des performances environnementales de stratégies de réduction des herbicides n'aurait pas été possible sans la chaîne de modélisation présentée ici. Cette chaîne a été développée au cours du projet.

Néanmoins, plusieurs limites actuelles des modèles et de leur chaînage sont à mentionner (Andrieux *et al.*, 2015).

Les limites majeures sont liées aux simplifications des processus décisionnels et biophysiques. Elles sont également dues aux difficultés de paramétrage des modèles du fait de l'insuffisance de données disponibles, notamment sur les sols et les exploitations. Par exemple, le manque de connaissances de la variabilité des itinéraires techniques actuels ou la prévision de variabilités alternatives sur l'ensemble des parcelles d'un bassin versant sont des difficultés importantes au plan méthodologique dans l'évaluation. Dans ce cas d'étude, les difficultés sont contournées par l'utilisation d'un simulateur des itinéraires techniques mis en œuvre dans les exploitations viticoles ; un tel simulateur nécessite beaucoup de données. Or, les données ne sont pas toutes facilement accessibles à l'échelle d'un bassin versant partagé entre de nombreuses exploitations (150 dans le cas du Rieutort). Notamment, les données sur certains choix de gestion technique du vignoble et sur les ressources en matériel et en main-d'œuvre, qui influencent fortement les calendriers culturaux d'entretien du sol, se sont révélées impossible à connaître de façon détaillée et exhaustive dans le temps du projet, d'où certaines simplifications réalisées.

Dans la mise en œuvre de la démarche de réduction de l'usage des herbicides et de limitation de la contamination des eaux dans les bassins versants viticoles, une limite

actuelle doit aussi être mentionnée. En effet, l'impact productif des différentes stratégies n'a pas été évalué sur l'ensemble des parcelles du bassin versant. Toutefois, le modèle WaLIS a été appliqué (résultat non présenté) sur des parcelles types représentant chacune une combinaison différente de type de sol et de niveau d'enherbement, afin d'estimer les gammes potentielles de pertes de rendement, qui peuvent aller jusqu'à 66 % du rendement objectif en année humide et 100 % en année sèche. Ce résultat a justifié l'utilisation du modèle WaLIS en amont de la chaîne de modélisation pour sélectionner, parmi les modalités possibles pour une stratégie, celle qui permettait de minimiser le nombre moyen de jours de stress hydrique et par conséquent la perte moyenne de rendement.

On note enfin que l'étude de l'impact sur la qualité de l'eau de scénarios de gestion agricole nécessite de comparer des stratégies sur un ensemble d'années contrastées. Les résultats des simulations montrent l'énorme variabilité interannuelle dans ce cas d'étude ; cette démarche peut conduire à des conclusions erronées lorsque la variabilité climatique n'est pas explorée.

## Retour sur la démarche d'ensemble

L'approche suivie dans ce cas d'étude a permis de procéder à une évaluation quantitative de quatre stratégies de réduction des herbicides à l'échelle d'un bassin versant viticole. Elle permet d'objectiver, dans la limite de ses capacités prédictives, les impacts potentiels de stratégies prospectives. L'approche fournit ainsi une base de discussion quantifiée pour concevoir le changement de pratiques. Dans l'exemple spécifique traité, l'évaluation environnementale et agronomique par modélisation a confirmé les dires de viticulteurs sur la nécessité d'introduire de la flexibilité dans les stratégies de réduction de l'usage des herbicides et des modalités d'entretien du sol associées. En effet, la modélisation montre qu'une certaine souplesse est :
– nécessaire sur la conduite de l'enherbement pour satisfaire les objectifs de production ;
– transitoirement envisageable sur l'usage des herbicides sans élever de manière forte le niveau de contamination des eaux de ruissellement.

L'évaluation par modélisation n'est bien sûr pas suffisante à elle seule pour déterminer des stratégies répondant aux objectifs productifs et environnementaux d'un territoire donné. Mais elle peut utilement s'inscrire dans une démarche de coconstruction de stratégies avec les acteurs du territoire pour mieux décrire les conditions locales, évaluer la faisabilité des stratégies proposées et imaginer des stratégies alternatives. Une telle démarche n'a toutefois pas pu être expérimentée dans cette étude. Sa mise en œuvre supposera un effort d'explicitation par les chercheurs de la modélisation complexe qui a été développée et appliquée et des résultats qui en sont issus.

## Références bibliographiques

Andrieux P., Biarnès A., Barbier J.M., Bonnefoy A., Compagnone C., Delpuech X., Gary C., Metay A., Rellier J.P., Voltz M., (eds), 2015. *Préservation des sols viticoles méditerranéens et amélioration de leurs fonctions de régulation des flux d'eau et de matières associées. Spatialisation de pratiques agricoles adaptées et acceptables - SP3A*. Rapport final Gessol. Marne-La-Vallée : Medde-Ademe, 166 p.

Boiffin J., Monnier G., 1986. Infiltration rate as affected by soil surface crusting caused by rainfall. *In*: Caillebaud F., Gabriels D., De Boodt M. (coord.), *Assessment of Soil Surface Sealing and Crusting.* Proceedings of the symposium held in Ghent, Pays-Bas. Flanders Research Center for Soil Erosion and Soil Conservation, p. 210–217.

Biarnès A., Andrieux P., Barbier J.M., Bonnefoy A., Compagnone C., Delpuech X., Gary C., Metay A., Rellier J.P., Voltz M., 2017. Évaluer par modélisation des stratégies de réduction des usages d'herbicides dans les bassins versants viticoles. *Innovations agronomiques*, 57 : 1-11.

Bouvet L., Louchart X., Bares M., Lalauze S., Voltz M., 2010. Modélisation intégrée des flux d'eau et de pesticides dans les agro-hydrosystèmes avec Mhydas : exemple des herbicides en milieu viticole méditerranéen. *In :* CooperJ.F., Macunano M.L., Bertrand C., Simon-Levert A., (eds). *Actes du 40e colloque du GFP.* Banyuls-sur-Mer, France 6-28 mai 2010, 98-102.

Celette F., Ripoche A., Gary C., 2010. Walis. A simple model to simulate water partitioning in a crop association: the example of an intercropped vineyard. *Agricultural water management*, 97(11): 1 749-1 759.

Fabre J., Louchart X., Moussa R., Dagès C., Colin F., Rabotin M., Raclot D., Lagacherie P., Voltz M., 2010. OpenFluid: a software environment for modelling fluxes in landscapes. *In:* Fabre J.C., Jaeger M., Louchart X., Muller J.P., (eds.). *Landmod 2010 International conference on integrative landscape modelling*, Montpellier, France, February 3-5, 2010, 13 p. www.symposcience.org.

Leonard J., Andrieux P., 1998. Infiltration characteristics of soils in Mediterranean vineyards in Southern France. *Catena*, 32 : 209-223.

Martin-Clouaire R., Rellier J.P., Paré N., Voltz M., Biarnès A., 2016. Modelling management practices in viticulture taking resource limitations into account. *Plos one*, 11(3): e0151952.
doi :10.1371/journal.pone.0151952.

Moussa R., Voltz M., Andrieux P., 2002. Effects of the spatial organization of agricultural management on the hydrological behavior of a farmed catchment during flood events. *Hydrological processes*, 16: 393-412.

Paré N., 2011. Pollution de l'eau par les pesticides en milieu viticole languedocien. Construction d'un modèle couplé pression-impact pour l'expérimentation virtuelle de pratiques culturales à l'échelle de petits bassins versants. Thèse de doctorat, Montpellier-SupAgro, France.

Paré N., Andrieux P., Louchart X., Biarnès A., Voltz M., 2011. Predicting the spatio-temporal dynamic of soil surface characteristics after tillage. *Soil and tillage research*, 114 : 135-145. doi:10.1016/j.still.2011.04.003.

Chapitre 20

# Influence des changements globaux sur l'évolution quantitative des ressources en eau en plaine de Crau

Fabienne Trolard, Charlotte Alcazar, Antoine Baillieux, Guilhem Bourrié, André Chanzy, Anne-Laure Cognard-Plancq, Dominique Courault, Marina Gillon, Albert Olioso et Stéphane Ruy

## ⏩ Contexte et problème de gestion de l'eau

La Crau, territoire de 600 km$^2$ dans le Sud-Est de la France, est dépourvue de système hydraulique naturel depuis le relèvement du seuil de Lamanon, il y a environ 20 000 ans, par un tremblement de terre ayant entraîné la capture des eaux de la Durance. De fleuve traversant la Crau et se jetant dans la Méditerranée, la Durance est devenue un affluent du Rhône à la hauteur d'Avignon. Le paysage naturel de la Crau est une steppe semi-aride nommée Coussoul, qui s'étend au sud des Alpilles entre le Rhône, la Méditerranée et l'étang de Berre.

Depuis le XVI$^e$ siècle, le recours à l'irrigation gravitaire avec la construction du premier canal par Adam de Craponne entre Lamanon et Arles a permis de sécuriser l'approvisionnement en eau de ce territoire. Des extensions du réseau d'irrigation ont été construites jusqu'à la fin du XIX$^e$ siècle, constituant un réseau de quelques centaines de kilomètres de canaux d'irrigation et de drainage. Par des apports d'eau régulés, l'irrigation assure l'essentiel de la production agricole, principalement la production de foin de Crau en appellation d'origine protégée (AOP) et le soutien d'un élevage ovin intensif avec des productions d'agneau de Sisteron et Mérinos d'Arles en indication géographique protégée (IGP).

Depuis la mise en service du barrage de Serre-Ponçon dans les années 1960, ces apports d'eau ont été sécurisés et permettent le renouvellement des stocks d'eau dans les alluvions de l'ancien lit de la Durance. Aujourd'hui, ces alluvions constituent l'aquifère de Crau. Cet aquifère est un réservoir naturel souterrain capable de fournir près de 75 millions de mètres cubes d'eau par an pour l'ensemble des activités menées sur ce territoire, qu'elles soient urbaines ou industrielles, notamment portuaires à Fos-sur-Mer, mais aussi agricoles. En effet, une partie de l'eau d'irrigation est pompée dans la nappe.

Face aux changements globaux (climat, usage des terres), le système de gestion de l'eau multiséculaire en Crau apparaît de plus en plus fragile. En effet, la pression sur la ressource constituée par les eaux de la Durance s'accroît fortement avec le développement d'activités en amont, dans le bassin versant : extension urbaine de Manosque, nouveaux périmètres irrigués dans la plaine alluviale de la Durance, projet d'irrigation des vignobles et tourisme nautique sur le lac de Serre-Ponçon. Ainsi, pour optimiser la gestion de la ressource en eau et pour faire face aux situations de pénurie, les gestionnaires (syndicats mixtes, régies communales, agence de l'eau, associations d'irrigants) et les collectivités locales cherchent à se doter d'outils de gestion réglementaires (schéma d'aménagement et de gestion des eaux, Sage) ou non réglementaires (contrat de nappe).

Pour ce faire, une démarche intégrative, fondée sur les contraintes biophysiques et socio-économiques du territoire, a été construite et testée afin de caractériser l'évolution spatio-temporelle des ressources : eau, sol et production agricole. En établissant un diagnostic à partir des trajectoires historiques de ces ressources, la démarche permet aussi de faire de la prospective en testant des scénarios sur le moyen terme (20 à 30 ans).

## ⏩ Démarche suivie et justifications

### La démarche générique

Bien que l'eau soit une ressource essentielle, les enjeux sur l'optimisation et la sécurisation de ses usages sont très difficilement perçus par les décideurs locaux en raison des approches en mode sectoriel et par projet qui masquent l'appréhension globale des limites des ressources disponibles. Ainsi, la construction d'une démarche intégrative générique pour les territoires, Astuce & Tic[1], a été initiée (Trolard *et al.*, 2013 et 2016). Celle-ci est fondée sur :

– une analyse de la vulnérabilité du territoire vis-à-vis d'un nombre élargi de critères thématiques, dont l'articulation est donnée en figure 20.1 ;

– l'élaboration d'un ensemble de scénarios de prospective à T0 + 20 à 30 ans selon des évolutions prévisibles (évolutions climatiques, pression sur les ressources).

La démarche s'appuie sur une chaîne de modélisation à architecture modulaire dont les éléments principaux sont présentés dans la section suivante « Outils, données, méthodes et scénarios ».

Au lieu d'une vision statique et sectorielle, la démarche Astuce & Tic offre aux parties prenantes des outils de diagnostic et de prévision leur permettant de concevoir une politique de développement territorial fondée scientifiquement et de se forger une vision holistique et dynamique de leur territoire à partir de résultats factuels. La démarche Astuce & Tic permet aussi de préciser les limites des ressources qu'ils ont à partager.

1. Astuce & Tic : Anticipation sécurisée des territoires urbanisés, des campagnes et de leur environnement fondée sur les technologies de l'information et de la communication.

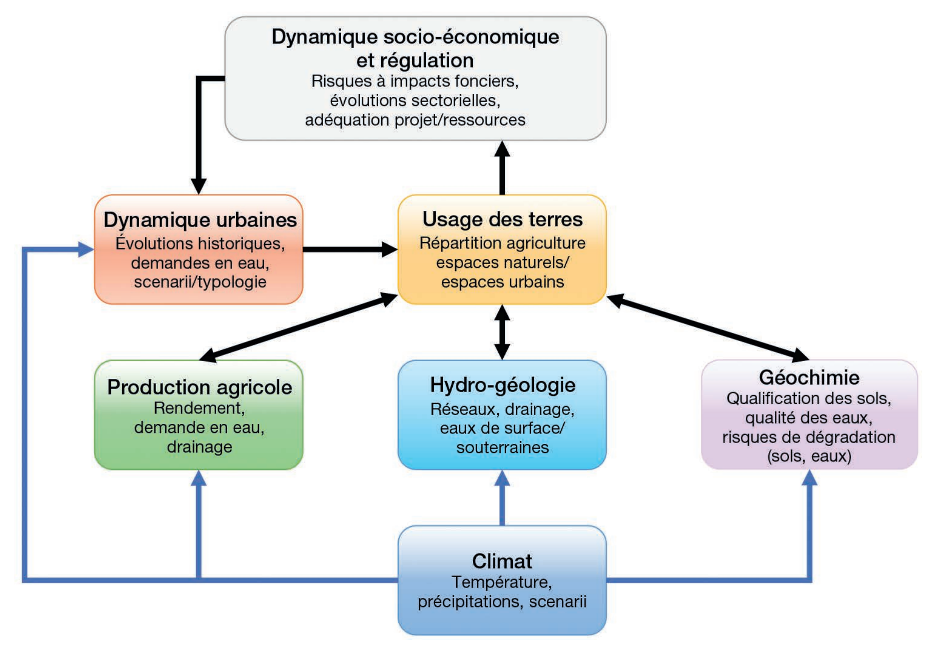



**Figure 20.1.** Schéma des interconnexions (flèches noires) des différents domaines considérés dans la démarche Astuce & Tic (Trolard *et al.*, 2016). Les flèches bleues indiquent les domaines où les paramètres climatiques sont explicitement pris en compte.

## Application de la démarche Astuce & Tic en plaine de Crau

Pour l'analyse de la vulnérabilité du territoire, la démarche nécessite la collecte multi-sectorielle de données historiques et géographiques sur l'occupation des sols, la qualité des sols et des eaux, l'économie et les règles de droit appliquées sur le territoire et la combinaison de modules de calcul ou de simulation. Dans le cas du territoire de la Crau, les indicateurs choisis pour l'analyse de la vulnérabilité concernent les thématiques de l'artificialisation des terres, de l'état des ressources en sol et en eau, ainsi que la production agricole. Ces indicateurs sont :

– A – l'occupation du sol ;
– B – la fragmentation des habitats ;
– C – l'imperméabilisation des sols ;
– D – l'évolution du niveau de la nappe ;
– E – l'alimentation en eau potable ;
– F – le risque de pollution ;
– G – la potabilité ;
– H – le risque de salure des eaux ;
– H – le risque de salinisation des sols ;
– J – le risque d'acidification des sols à partir des données sur les sols ;
– K – le risque d'acidification des sols à partir des données sur les eaux ;
– L – le risque de sodisation des sols ;
– M – la qualification agronomique des sols ;
– N – les rendements agricoles ;
– O – le drainage.

Les indicateurs C, D, E, F, G, H, J, K et O sont plus spécifiquement liés à la ressource en eau. Pour chaque indicateur, une fiche comportant les rubriques suivantes a été produite : nom de l'indicateur, échelles spatiale et temporelle de validité, données nécessaires pour le calcul, références ou modèles permettant de le calculer, un exemple de calcul, les modes de représentation graphique ou cartographique à usage d'analyse ou de communication (Trolard *et al.*, 2013).

## ⏩ Outils, données, méthodes et scénarios

Le tableau 20.1 résume les modules de la chaîne de modélisation qui ont été utilisés pour la simulation de l'évolution quantitative des ressources en eau. Pour la spatialisation des données d'entrée et de sortie, des logiciels spécifiques de représentation (Mapinfo, Arcview, Argis) ont été utilisés, ainsi qu'un géomodeleur gOcad (Mallet, 2002).

**Tableau 20.1.** Modules de calcul utilisés pour simuler l'évolution quantitative des ressources en eau sur le territoire de la Crau.

| Module de calcul | Description fonctionnelle | Données d'entrée utilisées |
|---|---|---|
| Meas - représente l'occupation des sols<br>Références :<br>Astuce &Tic, 2011 | Traitement semi-automatique des images satellites (reconnaissance de formes, classification) et représentation par Système d'information géographique (SIG : représentation spatiale 2D) ou géomodélisation (gOcad, représentation 3D) | Images satellites, MNT, bases de données sur les sols (Donesol), relevés de terrain |
| Metronamica - mesure la mutation des usages des sols<br>Référence :<br>White *at al.*, 1997 | Le territoire est divisé en cellules avec les attributs tels que appartenance à une classe d'occupation du sol (OS), état (non dynamique, dynamique, dynamique subi), potentiel de mutation. La méthode de calcul est celle du marcheur aléatoire ; un automate cellulaire calcule la probabilité de mutation d'une cellule en fonction de son voisinage et des contraintes | Cartes d'occupation du sol produites par Meas, contraintes physiques (ex : zones inondables, fortes pentes…), planification, réglementation (par exemple, PLU – Plan local d'urbanisation), règles de voisinage (par exemple, zones d'exclusion liées aux infrastructures), contraintes réglementaires (par exemple, Natura 2000), scénarios (cf. texte) |
| Stics - modèle de cultures<br>Référence :<br>Brisson *et al.*, 2003 | Simulateur de la production de la biomasse à la parcelle, du rendement agricole par type de culture, des besoins en eau et en azote, des flux d'eau de surface et de drainage | Pluviométrie, température, rayonnement global, profondeur des sols, réserve utile, type de cultures, itinéraire technique, enquêtes, scénarios (climat, irrigation) |
| Multisimlib - agrège sur le territoire les résultats de Stics<br>Référence :<br>Buis *et al.*, 2011 | Outil de gestion des multi-simulations réalisées avec Stics | Périmètres des surfaces irriguées (Association syndicals des irrigants, ASA), répartition spatio-temporelle des cultures |

| Module de calcul | Description fonctionnelle | Données d'entrée utilisées |
|---|---|---|
| IQS - outil de qualification agronomique d'un sol<br>Référence :<br>Balestrat *et al.*, 2011 | Arbre de décision fondé sur les propriétés physico-chimiques des sols, classées en trois niveaux hiérarchiques :<br>contraintes absolues;<br>réserve utile en eau du sol;<br>contraintes secondaires | Caractéristiques des sols : pH, teneur en matière organique, salinité, pierrosité, hydromorphie, réserve utile, teneur en argiles, pente du terrain |
| ETR-D_ZNA - calcule le drainage sur les espaces naturels<br>Référence :<br>Olioso *et al.*, 2013 | Fondé sur la relation précipitation-évapotranspiration développée dans le logiciel EVASPA (Evaporation assessment from SPAce) | Climat, images satellites, mesures d'évapotranspiration |
| Modflow - modèle hydrologique<br>Référence :<br>Harbaugh, 2005 | Construction d'un modèle hydrologique de fonctionnement de la nappe souterraine qui permet une représentation des variations du niveau de la nappe en fonction du temps | Climat, drainage en fonction de l'occupation du sol, variables hydrodynamiques des formations superficielles constituant l'aquifère, calendrier et dose d'irrigation |
| MODULE_EAU - établit une typologie entre consommation en eau et classes d'occupation du sol<br>Référence :<br>Document interne G2C-Environnement | Utilisation de fonctions du logiciel VISUAL MODFLOW qui prend en compte le fonctionnement hydrologique du territoire, y compris sa partie souterraine | Usages des eaux (approvisionnement en eau potable, agriculture, industrie), réseaux d'infrastructures, base de données de l'Agence de l'eau |

Les scénarios ont été construits dans la démarche ASTUCE & TIC en distinguant :
– les contraintes ou les forçages tels que le climat et la conjoncture économique sur lesquels les acteurs du territoire n'ont pas de pouvoir d'action;
– les leviers sur lesquels les acteurs du territoire peuvent avoir une action comme les zonages, les acquisitions foncières, le maintien ou non de l'irrigation gravitaire.

Dans un contexte de changement climatique, selon le scenario « A1B[2] » du GIEC (Pachauri et Reisinger, 2007) et régionalisé (maille SAFRAN de 8×8 km), trois scénarios d'urbanisation ont été testés :
– le scénario 0 dit « tendanciel »;
– le scénario 1 dit de « consolidation et de diversification industrielle » qui concerne plutôt le sud du territoire;
– le scénario 2 dit de « développement des activités tertiaires et résidentielles » qui impacterait plutôt un axe est-ouest au nord du territoire.

Un scénario de réduction de l'irrigation gravitaire de 30 % a également été testé (scénario 3). Deux modules de calcul ont nécessité l'ajustement de paramètres sur une période de référence : 1997-2009 pour définir les règles de voisinage conditionnant la

2. Scenario A1B : température + 2,8 (1,7 – 4,4) degrés : une croissance très rapide qui s'appuie sur des ressources énergétiques équilibrées entre fossiles et autres (nucléaire, renouvelables). De nouvelles technologies plus efficaces sont introduites rapidement. C'est le scénario qui « colle » le plus aux prévisions actuelles de l'Agence Internationale de l'Energie (AIE) pour 2050.

probabilité de changements d'usage des sols dans Metronamica et 2003-2010 pour Stics concernant la production agricole et le climat. Ces paramètres sont ensuite extrapolés pour prédire les valeurs des indicateurs à l'horizon de 2030 suivant les différents scénarios.

## ⏩ Résultats bruts

Les résultats de la prospective mettent en évidence, quel que soit le scénario, un risque de fragilisation du renouvellement des eaux de la nappe à l'horizon 2030.

Un bilan a été calculé entre les apports d'eau à la nappe en fonction des variations de l'occupation du sol entre 2009 et 2030 et les besoins de prélèvements pour les usages domestiques, industriels et agricoles. Il montre des déséquilibres et localement des baisses significatives possibles du niveau de la nappe (figure 20.2.a). L'importance des rabattements du niveau piézométrique de la nappe simulés pour 2030 (figure 20.2.b2), par rapport à une situation de régime permanent (figure 20.2.b1), est la plus critique lorsque les fluctuations du niveau de la nappe résultent de la combinaison des scenarios « A1B » régionalisé, scenario 2 pour l'urbanisation et scenario 3 pour l'eau d'irrigation. Ce dernier scenario (A1B1 + 2 + 3) se traduit aussi par la disparition de 14 % des surfaces de prairies irriguées et une augmentation des besoins en eau potable de l'ordre de 30 % pour des raisons démographiques.

La démarche a produit aussi d'autres résultats factuels, utiles pour la gestion de la ressource en eau. Ce sont :
– des cartes de changement d'occupation des sols superposables dans le temps, à une résolution de 0,6 m. Elles permettent de suivre la dynamique urbaine et l'artificialisation des sols avec le calcul du taux d'imperméabilisation en fonction du type d'occupation des sols (figure 20.2.a) ;
– des bases de données climatiques, de caractérisation des sols, de chroniques à moyen et long termes (jusqu'à 60 ans) d'analyses des eaux de surface et souterraines et d'analyses du foin (Mohammed *et al.*, 2016) ;
– un modèle d'évapotranspiration prenant en compte la diversité du territoire (coussoul, prairies irriguées, autres cultures), spatialisé sur l'ensemble de la Crau, il permet d'estimer le drainage des eaux vers l'aquifère (Olioso *et al.*, 2013) ;
– l'enchaînement des processus bio-physico-chimiques à considérer dans le système « eau irrigation-prairie-sol-aquifère » qui explique l'évolution de la qualité de l'eau entre les eaux d'irrigation et les eaux souterraines (Bourrié *et al.*, 2013 ; Mohammed *et al.*, 2017).

## ⏩ Retour sur les données, outils et méthodes

En Crau, de nombreuses études ont été et sont régulièrement entreprises sur le territoire depuis 1930. Les principales difficultés rencontrées dans la mise en place d'une démarche intégrative (Astuce & Tic) et de toutes tentatives de prospective sont :
– réunir en un seul lieu l'information de base sur le territoire souvent constituée d'archives non numérisées et dispersées dans plusieurs administrations ;
– rechercher les images satellites originales pour créer un corpus de données cohérentes dans l'espace et le temps, par exemple pour les changements d'occupation du sol sur une trentaine d'années ;

**Figure 20.2.** Exemples de résultats produits par la démarche Astuce & Tic et utilisés dans les outils de gestion de la ressource en eau en Crau.

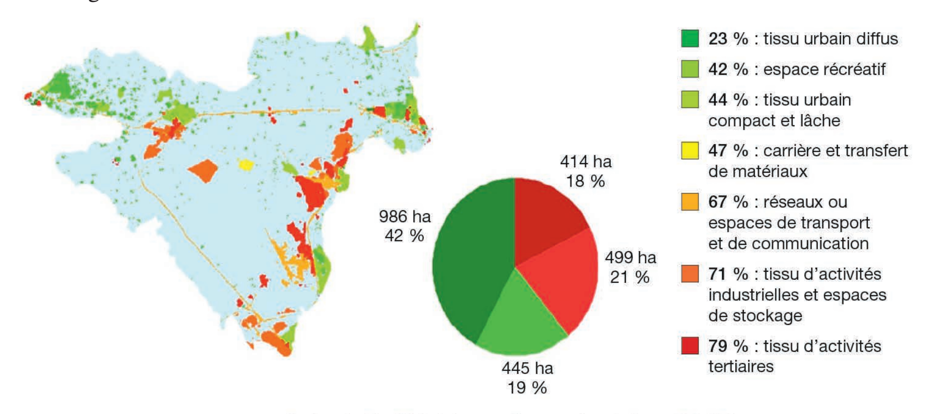



**Figure 20.2.a.** À l'aplomb du périmètre de la nappe (en bleu), zones d'expansion urbaine avec son taux d'imperméabilisation par type d'usage (en %) à l'horizon 2030, selon le scénario 0 (tendanciel).



**Figure 20.2.b.** Représentations spatiales du drainage annuel des eaux de surface vers la nappe et du régime piézométrique permanent dans la nappe, calculés pour l'année 2009 (b1) et à l'horizon 2030 (b2) selon un scénario combinant le scénario climatique A1B régionalisé, le scénario urbain 2 avec une expansion urbaine intense aux points 1, 2 et 3 et le scénario 3 pour l'irrigation.

– mettre en place à moindre coût des systèmes d'acquisition de données permanents, avec des relais citoyens participatifs, par exemple l'enregistrement mensuel du niveau de la nappe dans des puits répartis sur l'ensemble de l'aquifère (Alosman, *et al.* 2018) ;
– proposer une chaîne de traitement de l'information pouvant évoluer avec les progrès de la science et du traitement de l'information et de sa représentation ;
– maintenir dans la durée les relais pour le transfert des avancées scientifiques et leur traduction dans des outils opérationnels pour les acteurs territoriaux.

## ⏩ Retour sur la démarche d'ensemble

Le prototype de la démarche Astuce & Tic a été validé dans la Crau, les résultats ont été largement partagés avec les acteurs du territoire. Avec la création du syndicat mixte de gestion de la nappe de Crau (Symcrau) en 2006, nous disposons aujourd'hui d'un relais institutionnel de réflexion et de transmission d'acquis nouveaux. Ceci s'est traduit concrètement par la mise en place d'un contrat de nappe (2017-2022), non réglementaire, signé avec l'État, toutes les collectivités locales et les représentants des acteurs socio-économiques concernés par la gestion et les usages de l'eau en Crau. Dans ce contrat, l'aquifère de la Crau est considéré comme un bien commun. Ensuite, des travaux plus approfondis sur deux volets ont conduit à modifier directement les méthodes de gestion des eaux.

Le premier volet concerne le concept de ressource stratégique qui définit les périmètres de protection de la nappe pour les prélèvements, en particulier pour l'eau potable. Il concerne aussi la cartographie et le suivi du biseau salé par l'installation d'un réseau de piézomètres et de mesure en continu de la conductivité électrique.

Le second volet concerne l'étude de la sensibilité de la nappe aux conditions de prélèvement et de recharge, ainsi que la gestion de crise en identifiant les variables indicatrices de l'état de la ressource, en réalisant une analyse prospective globale de la ressource (recharge-prélèvement) et des tests de scenarios de gestion de crises hydriques.

## ⏩ Références bibliographiques

Alosman M.A., Ruy S., Buis S., Lecharpentier P., Bader J.C., Charron F., Olioso A., 2018. An improved method to estimate soil hydrodynamics and hydraulic roughness parameters by using easily measurable data during flood irrigation experiments and inverse modeling. *Water*, 10. DOI: 10.3390/w10111581.

Astuce & Tic, 2011. Anticipation de l'aménagement sécurisé des territoires urbanisés, des campagnes et leur environnement par les technologies de l'information et de la communication. *In :* De Mordant de Massiac J.C., Trolard F., Bourrié G., (eds), Rapport final du FUI (2008-2011). Aix-en-Provence.

Balestrat M., Barbe E., Chery J.P., Lagacherie P., Tonneau J.P., 2011. Reconnaissance du patrimoine agronomique des sols : une démarche novatrice en Languedoc-Roussillon. *Norois*, 221(4) : 83-92.

Bourrié G., Trolard F., Chanzy A., Ruget F., Lecerf R., Charron F., 2013. Sustainable intensive agriculture: evidence from aqueous geochemistry. *Procedia earth and planetary science*, 7: 93-96. DOI: 10.1016/j.proeps.203.03.077.

Brisson N., Gary C., Juste E., Roche R., Mary B., Ripoche D., Zimmer D., Sierra J., Bertuzzi P., Burger P., Bussière F., Cabidoche Y.M., Cellier P., Debaecke P., Gaudilière J.P., Maraux F., Seguib B., Sinoquet H., 2003. An overview of the crop model Stics. *European journal of agronomy*, 18: 309-332. https://www6.inra.fr/agadapt/Regional-planning/Model/Regional-Stics.

Buis S., Wallach D., Guillaume S., Varella H., Lecharpentier P., Launay M., Guerif M., Bergez J.E., Juste E. 2011. The Stics crop model and associated software for analysis, parametrisations, and evaluation. *In: Methods of introducing system models into agricultural research. Advances in agricultural system modeling 2*. Ahuja L.R., Ma L. (eds) Madison: American society of agronomy, Crop science society of America, Soil science society of America, 395-426.

Harbaugh A.W., 2005. *Modflow, the US geological survey modular ground -water model: the groundwater process, techniques and methods*. Reston: US Geological Survey ed.

Kachroud M., 2018. Contribution aux outils d'aide à la décision pour la gestion des eaux : application au bassin versant de la Medjerda (Tunisie). Thèse de doctorat, université d'Avignon (France), université de Carthage, INRGREF (Tunisie).

Kachroud M., Trolard F., Jebari S., Kefi M., Bourrié G., 2019. Review: water quality indices. Challenges and application limits in the literature. *Water*, 11(361). DOI: 10.3390/w11020361.

Mallet J.L., 2002. *Geomodeling*. New York: Oxford University Press, 593 p.

Mohammed G., Trolard F., Bourrié G., Gillon M., Tronc D., Charron F., 2016. A long-term data sequence (1960-2013) to analyse the sustainability of hay quality in irrigated permanent grassland under climate change. *American journal of agriculture and forestry*, 4(6) : 140-151. DOI: 10.11648/j.ajaf.20160406.11.

Mohammed G., Trolard F., Gillon M., Cognard-Plancq A., Chanzy A., Bourrié G., 2017. Combination of a crop model and a geochemical model as a new approach to evaluate the sustainability of an intensive agriculture system. *Science of the total environment*, 595: 119-131. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.03.146.

Olioso A., Lecerf R., Bailleux A., Chanzy A., Ruget F., Banton O., Lecharpentier P., Trolard F., Cognard-Plancq A.L., 2013. Modelling of drainage and hay production over the Crau aquifer for analysing impact of global change on aquifer recharge. *Procedia environnemental sciences*, 19: 691-700. DOI: 10.1016/j.proenv.2013.06.078.

Pachauri D.L., Reisinger A., 2007. *Climate change : synthesis report*. Genève : GIEC.

Trolard F., Reynders S., Dangeard M.L., Bourrié G., Descamps B., Keller C., De Mordant de Massiac J.C., 2013. *Territoires, villes et campagnes face à l'étalement urbain et au changement climatique. Une démarche intégrative pour préserver les sols, l'eau et la production agricole*. Paris : Édition Johanet, 152 p.

Trolard F., Bourrié G., Baillieux A., Buis S., Chanzy A., Clastre P., Closet J.F., Courault D., Dangeard M.L., Di Virgilio N., Dussouliez P., Fleury J., Gasc J., Géniaux G., Keller C., Lecharpentier P., Lecroart J., Napoleone C., Mohammed G., Olioso A., Reynders S., Rossi F., Tennant M., Vicente Lopez J., 2016. Precos framework: measure the impacts of global changes on soils, water, agriculture on territories to better anticipate the future. *Journal of environmental management*, 181: 590-601. DOI: 10.1016/j.jenvman.2016.07.002.

White R., Engelen G., Uljee I., 1997. The use of constrained cellular automata for high-resolution modeling of urban land-use dynamics. *Environmental planning B - Planning design*, 24(3): 323-343.

# Des outils et des méthodes à articuler pour une gestion coordonnée de l'eau

Olivier Barreteau, Delphine Leenhardt et Marc Voltz

Cet ouvrage collectif propose une vision transversale et pluridisciplinaire sur les enjeux et les démarches de gestion de l'eau en milieu rural, ainsi que sur les données, les outils et les méthodes actuellement disponibles et donc mobilisables pour conduire une gestion durable de l'eau intégrative et territorialisée. Dans l'introduction, nous avons discuté de la diversité des démarches de gestion et du caractère peu déterminé du concept de « Gestion intégrée des ressources en eau » (GIRE) sur les plans conceptuel et opérationnel, bien que de nombreuses politiques de l'eau s'y réfèrent aux échelles internationales et nationales (chapitre 2). En conséquence, nous avons considéré que la démarche intégrative était illusoire, car propice à de nombreux biais et qu'il était certainement plus pragmatique de rechercher la meilleure coordination possible entre les acteurs de la gestion de l'eau. Dans cet esprit, nous avons souhaité mettre en avant les outils et les démarches permettant de faciliter et accompagner cette coordination. En effet, une coordination effective et acceptée pour traiter les enjeux de l'eau et de ses usagers nécessite des outils pour informer sur l'état de la ressource et sur les usages, rendre visible l'importance des enjeux, évaluer les effets et les expliquer, structurer les échanges, élaborer et discuter des actions de gestion.

Nous proposons en conclusion un bilan succinct des besoins de coordination, et de l'état actuel des outils et des démarches disponibles tels qu'exprimés dans les différents chapitres.

## ⏩ De l'ambition d'intégration aux besoins de coordination

Les premiers chapitres mettent en évidence la multiplicité des interactions ; que celles-ci soient biophysiques, techniques (chapitre 1), économiques ou sociales (chapitre 2). Ils montrent que cette multiplicité d'interactions a lieu entre des niveaux d'organisation spatiaux multiples (chapitre 3). Même si certains pays ont mis en place des réglementations fondées sur le concept de GIRE, notamment en Europe (chapitre 2), cette mise en place reste partielle et liée à la vérification d'un nombre limité d'attributs tels que la gestion par bassin versant ou masse d'eau, la mise en place d'outils économiques de gestion et la participation du public. Les flux économiques, démographiques, de contaminants et même de ressource induisent des effets secondaires qu'il s'avère impossible d'assembler dans un contour spécifique. Intégrer l'ensemble des interactions possibles implique de gérer de multiples

tensions entre les acteurs de territoires à chaque fois différents. Ces tensions, qui ressortent dans les démarches participatives mises en œuvre (chapitre 4), proviennent de l’existence d’une multiplicité de points de vue, d’objectifs et de représentations de la ressource impossible à synthétiser en un seul point de vue (Richard-Ferroudji, 2008), ramenant ainsi à la nécessité de coordination.

L’analyse des processus d’ajustement pragmatique et de négociation autour de la mise en œuvre des règles montre qu’il y a *de facto* des formes de coordination des usages et des intérêts dont les priorités peuvent être définies de manière exogène aux enjeux de gestion de l’eau (chapitre 5). Les outils proposés ci-après aident à passer d’une coordination *de facto* à une coordination organisée, plus transparente et prenant en compte l’ensemble des intérêts et des enjeux.

## ⏩ Les bases de données, fondement de toute démarche de gestion de l’eau

Les bases de données contribuent à la transparence en objectivant une partie des interdépendances. Elles fournissent les informations élémentaires pour caractériser l’état et l’évolution de la ressource en eau et de son territoire, mais aussi le comportement des acteurs. Elles sont indispensables à de nombreuses étapes des démarches de gestion de l’eau. Ces bases se sont fortement développées ces dernières décennies comme l’indiquent les présentations de bases de données ou de système d’information (chapitres 6, 7, 8, 9 et 10). Les densités spatiales et temporelles des données archivées ont largement progressé grâce à une coordination interinstitutionnelle renforcée de la collecte de données et de leur rassemblement dans des systèmes d’information partagés, à l’augmentation du nombre de capteurs et de dispositifs d’observation et à l’amélioration des outils de traitement et de mise à disposition des observations. La diversité des données acquises s’est également étendue de manière très significative. Ce sont les données biophysiques qui constituent encore la majeure partie des bases de données ; elles concernent notamment l’état de la ressource en eau (chapitre 6), les conditions climatiques (chapitre 7), les sols (chapitre 8) et les observations satellitaires (chapitre 10).

Toutefois, des données sur l’usage de l’eau et des sols sont à présent disponibles (chapitres 6 et 9). Elles sont par nature plus difficiles à acquérir que les données biophysiques, bien que tout aussi essentielles pour la gestion de l’eau. Par exemple, la connaissance de la distribution des systèmes de culture est primordiale pour estimer les besoins et prélèvements en eau ou en intrants pour l’agriculture. Mais, les bases de données pouvant contribuer à cette connaissance sont fondées sur des enquêtes ou des relevés manuels de terrain coûteux en temps et de densités spatiale et temporelle insuffisantes pour capter toute la variabilité temporelle des opérations culturales, dont l’impact est pourtant déterminant sur la ressource en eau (chapitre 1).

Quelle que soit leur nature, les données « bancarisées » doivent souvent être complétées et transformées pour être pertinentes pour les acteurs engagés dans la gestion de l’eau. Une difficulté fréquente réside dans la mise à disposition de variables utiles à des résolutions spatiales et temporelles adaptées aux problèmes posés. En effet, les entités spatiales de référence sont souvent très hétérogènes entre les divers types de données collectées, elles sont aussi souvent différentes de celles souhaitées par

les utilisateurs. À cela, s'ajoutent les problèmes de compatibilité des formats de données. Enfin, de nombreuses variables utiles pour la gestion ne sont pas directement accessibles et doivent donc être estimées à partir des variables observées. La transformation des données et l'élaboration de produits dérivés des bases de données font ainsi l'objet du développement de nombreux algorithmes et modèles. En effet, reformuler les données acquises dans un cadre d'observation pour un cadre d'usage est aussi important que leur acquisition initiale. Les avancées considérables constatées en matière de technologies de l'information et de la communication devraient y contribuer nettement, d'autant que leur percée dans le domaine de la gestion de l'eau reste encore modeste à l'heure actuelle. La transparence du processus allant de l'observation à la donnée mobilisable pour la coordination reste encore souvent limitée. Elle nécessite en particulier d'y associer une caractérisation de l'incertitude, à laquelle le modèle d'une « science réglementaire » (Jasanoff, 1990) devant produire des prescriptions non discutables est peu adapté.

Au final, la mise à disposition actuelle d'un ensemble de bases de données est un apport incontestable pour appuyer et améliorer les démarches de gestion de l'eau. L'organisation progressive de ces bases dans des systèmes d'information accessibles à tous est particulièrement favorable à l'appropriation d'un socle commun d'information par l'ensemble des acteurs de la gestion de l'eau et donc à la coordination de leurs actions. Nous espérons que cet ouvrage y contribue par les synthèses présentées.

Des limites sont toutefois à mentionner. En effet, les modalités d'accès aux bases de données restent hétérogènes et nécessitent un apprentissage préalable, potentiellement significatif en fonction de l'éloignement disciplinaire de l'utilisateur. La prévalence des bases de données biophysiques en termes de volumes de données peut induire des raisonnements basés essentiellement sur ces données, au détriment d'une approche holistique prenant en compte les interactions entre l'ensemble des composantes biophysiques, humaines et sociales du système. L'inévitable extrapolation à opérer à partir des données collectées pour produire l'information utile aux acteurs est souvent source d'incertitude importante.

## ⏩ Les outils de modélisation au service d'une représentation intégrée, dynamique et spatialisée du système

Les outils de modélisation sont sollicités pour une meilleure caractérisation de l'ensemble des composantes du système socio-écologique de gestion de la ressource en eau. Leur usage permet de faire le lien entre observations disponibles et informations attendues, et également d'anticiper par simulation l'évolution d'un système en fonction des changements dans sa gestion ou de son contexte. L'emploi de ces outils constitue ainsi une aide à la réflexion et à la décision pour les acteurs des territoires de gestion de l'eau.

De nombreux modèles ont été développés pour représenter les processus biophysiques relatifs à l'évolution de la ressource en eau (chapitre 11) ; certains sont à présent couramment utilisés par des acteurs très divers – gestionnaires publics, industriels, agents des bureaux d'étude et des instituts techniques – pour analyser et prévoir l'évolution de la ressource en eau. Leur mise en œuvre dépend toutefois de la connaissance du comportement des acteurs, qui fait également l'objet d'approches

de modélisation, ces approches sont, certes moins nombreuses que les modélisations biophysiques, mais en nette augmentation en sciences sociales, notamment en économie (chapitre 14) et en psychologie sociale. L'exemple des modèles de décision (chapitre 12) montre l'intérêt des modélisations comportementales : elles cherchent à décrire les séquences de choix des acteurs en fonction de leur contexte, afin de pouvoir anticiper ces choix et les changements qui en découlent pour les autres acteurs et le milieu. Les modèles de décision, seuls ou couplés aux modèles biophysiques, permettent de pronostiquer l'évolution d'une situation de gestion de l'eau en fonction de scénarios d'évolution des contextes climatique, économique, démographique, etc. Les études de cas présentées dans l'ouvrage illustrent plusieurs exemples d'application de la modélisation dans des objectifs prospectifs.

Le recours à des modèles pour la gestion de la ressource en eau pose évidemment un ensemble de problèmes. L'un d'eux est lié à la diversité des données à prendre en compte pour la modélisation. En effet, comment transformer les données contenues dans des bases de données existantes en paramètres des modèles alors que leurs résolutions spatiales et temporelles ne correspondent pas ? Quelle variable observée doit-on utiliser pour estimer un paramètre ne correspondant à aucune variable stockée dans les bases de données ? De fait, les modèles computationnels ne manipulent – et donc ne valorisent – que des informations quantifiables ou au moins catégorisables. Ce biais des modèles peut induire des incompréhensions dans la dynamique des socio-hydrosystèmes. Ainsi, sur un bassin versant en Tunisie, les travaux sur l'hydrogéologie, l'irrigation et les systèmes agraires n'ont pas pu tenir compte de l'évolution des réactions des différents groupes sociaux vis-à-vis de la baisse des réserves en eaux souterraines (Massuel *et al.*, 2018).

Un autre problème est celui de l'intégration des processus biophysiques et socio-économiques dans les modèles. Peut-on vraiment prendre en compte toutes les interactions entre notamment activités agricoles, flux de matières, évolution des états du milieu et dynamiques sociales ? Les exemples de modèles présentés dans cet ouvrage – voir les études de cas, chapitres 15, 16, 17, 18, 19 et 20 – témoignent des choix dans les processus et les compartiments représentés, ne serait-ce que par leur focalisation sur la problématique agricole. Choisir les processus à considérer dans un modèle et leur degré de simplification dépend du problème de gestion de l'eau posé, des usages pris en compte et des acteurs impliqués dans leur coordination. Raisonner ces choix reste un enjeu scientifique important. Enfin, ces modèles, utilisés pour générer de l'information sur le système socio-écologique de gestion de l'eau, sont le plus souvent de nature et d'usage complexes. Se pose donc la question de leur compréhension et de leur acceptation par les acteurs de la gestion comme éléments de raisonnement pour aboutir à une coordination des différentes dimensions de la gestion de l'eau.

Les modèles sont certainement appelés à avoir une place importante dans l'élaboration des démarches de gestion de l'eau. Dans un passé récent, beaucoup de modélisations ont reposé sur des approches de nature mécaniste, c'est-à-dire essayant d'identifier et de représenter l'ensemble des mécanismes générant les phénomènes importants qui affectent la ressource en eau. Pour l'avenir, il est probable que les modélisations mécanistes cohabiteront avec des modélisations plus empiriques, fondées sur les approches d'intelligence artificielle qui mobilisent les données massives émergeant dans le domaine de l'eau et permettent d'éviter certains écueils mentionnés ci-dessus.

## ⏩ Des outils pour initier et structurer le processus de coordination

En plus des bases de données et des modèles mis à la disposition des acteurs organisant la coordination, cet ouvrage présente des outils et des méthodes disponibles pour développer et structurer ces processus de coordination. Ceux-ci permettent notamment de rendre disponibles et adéquates les informations fournies par les bases de données et les modèles de manière à alimenter le processus de coordination. La mobilisation de ces différents outils sur tout le processus de coordination a été retracée dans les études de cas (chapitres 15, 16, 17, 18, 19 et 20).

Les méthodes participatives (chapitre 4) permettent de rassembler une diversité de points de vue et de structurer leurs interactions. Les méthodes de conception issues des sciences de gestion (chapitre 13) proposent de mettre en place une ligne directrice sur tout le processus. Celles présentées dans cet ouvrage s'appuient sur la définition d'un objectif collectif faisant référence pour l'ensemble des acteurs ayant l'enjeu de se coordonner. En ce sens, elles font suite aux démarches patrimoniales développées à partir des années 1980 qui mettent en avant l'établissement d'un accord sur un objectif commun de long terme faisant référence (De Montgolfier et Natali, 1988 ; Ollagnon, 1989). Cependant, les démarches de conception ne mettent pas autant l'accent sur un tel objectif partagé, ce qui peut les fragiliser. Après la définition de cet objectif commun, une trajectoire de coordination se construit pour l'atteindre en agrégeant des interactions facilitées par les outils spécifiques mobilisés, tels que des scénarios et des tableaux de bord (chapitre 13). Par exemple, des tableaux de bord peuvent participer à la mise en lumière de l'importance des enjeux liés à l'eau, en permettant de suivre l'évolution de leurs caractéristiques en un lieu donné. Cela suppose néanmoins que les variables permettant de révéler ces enjeux sont facilement mesurables. Dans le cas contraire, par exemple dans le cas d'enjeux liés aux comportements des usagers, plus difficilement mesurables de manière directe, on peut avoir recours aux outils de l'économie comportementale (chapitre 14). Pour évaluer les scénarios envisagés dans les démarches prospectives et de conception, plusieurs méthodes sont proposées dans cet ouvrage : des méthodes reposant sur des analyses économiques (chapitre 14) et des méthodes basées sur la prise en compte de la multiplicité de critères ayant du sens pour les acteurs engagés dans les processus de coordination (critères économiques mais aussi environnementaux, territoriaux, sociaux, etc.). Ainsi, la matrice d'évaluation multicritère et multi-acteur évoquée aux chapitres 13 et 16 permet-elle de favoriser la délibération nécessaire à ces processus de coordination. Ces méthodes qui reposent souvent sur des outils de simulation informatique permettent de comparer *ex ante* des scénarios de gestion, étant donné un ensemble d'hypothèses qui doivent être explicitées.

Enfin, une bonne coordination implique la confiance des acteurs dans la qualité des informations d'une part et du processus de coordination d'autre part. Les limites des informations mises à disposition doivent donc être explicitées, notamment quand elles résultent d'extrapolations ou de modèles (Barbier *et al.*, 2010). La communication des incertitudes et la prise en compte des conséquences de leur propagation par des outils et des arènes mis en place sont un enjeu en soi. C'est une question technique mais aussi politique quand la coordination des différents domaines et des

acteurs impliqués dans la gestion de l’eau vise à proposer des règles à mettre en œuvre pour le bien commun. La qualité du processus de conception passe par une bonne gestion de la créativité et par l’efficacité des solutions envisagées. Progresser sur ces questions passe certainement par l’amélioration de l’utilisation et de l’adéquation des modèles et des indicateurs d’évaluation, ainsi que par la qualité de l’animation des séances collectives. Enfin, la participation, quant à elle, reste un exercice à risques (par exemple, absence de réelle concertation, non-représentativité) qui se complexifie avec la superposition de politiques différentes ayant leurs territoires et enjeux propres. Le recours à une ingénierie de la concertation est une voie pour garantir la qualité du processus de participation.

## ⏩ Gestion de l’eau en milieu rural dans la perspective de la transition agroécologique

Les démarches et les outils décrits dans cet ouvrage ne fournissent pas de méthode clé en main pour une gestion de l’eau. Mais ils constituent une boîte à outils pour accompagner un ensemble d’acteurs dans la réflexion, l’élaboration, le suivi et la coordination de leurs actions en faveur d’une gestion durable de la ressource en eau ; qu’il s’agisse d’actions de mise en place de politiques publiques ou très concrètement d’actes techniques relatifs, par exemple, aux prélèvements d’eau ou à l’entretien des sols. Par ailleurs, les études de cas montrent qu’il n’y a pas de « recette » sur la manière d’assembler ces différents outils. Selon le contexte et les compétences des acteurs en charge de la mise en œuvre de la coordination, certains outils seront nécessaires dans un ordre ou un autre. Dans cet ouvrage, il n’y a pas non plus d’hypothèse *a priori* sur les institutions légitimes pour faciliter la coordination. Le chapitre 2 rappelle qu’il y a plusieurs candidats possibles.

Dans les territoires ruraux, le cercle d’acteurs concernés directement et indirectement par la gestion de la ressource en eau est potentiellement large et éminemment variable en fonction des problématiques de gestion abordées. Il ne se limite pas aux gestionnaires et aux usagers de la ressource en eau bleue[3]. Ce cercle inclut aussi ceux dont les activités affectent la ressource en eau dans ses deux composantes, eau verte et eau bleue, du fait de leur interdépendance. Dans le secteur agricole, ce sont donc non seulement les agriculteurs irrigants, mais aussi l’ensemble des agriculteurs qui sont concernés.

Traiter les problèmes du secteur de l’eau implique également de se préoccuper des nombreux autres secteurs présents sur un territoire, dont celui de l’agriculture. L’étude de cas présentée dans le chapitre 20 illustre bien l’imbrication des problématiques. Comme cela a déjà été argumenté, leur intégration complète pour une gestion dite « intégrée » apparaît hors de portée. Pour autant, des formes de coordinations sont nécessaires et possibles, elles peuvent être accompagnées par la boîte à outils présentée. Dans le milieu rural, une forme que peut prendre cette coordination est l’élaboration de projets de territoire pour la gestion de l’eau prévus par l’instruction du 7 mai 2019 du ministère de la Transition écologique et solidaire.

3. L’eau « verte » est l’eau contenue dans le sol et disponible pour alimenter les plantes et l’évapotranspiration des écosystèmes terrestres. L’eau « bleue » est celle qui s’écoule dans les rivières jusqu’à la mer. Elle se trouve aussi dans les lacs, les retenues ou percole vers les nappes souterraines. (chapitre 1).

Ces projets visent à résoudre les problématiques majeures en cours, ou perçues comme telles, en étudiant, *via* des évaluations *ex ante,* l'opportunité de développer de nouveaux aménagements ou de mettre en place de nouvelles pratiques (Loubier *et al*., 2019). La gestion de l'eau est alors l'un des enjeux abordés parmi d'autres et elle peut être envisagée en cohérence avec ces derniers. Parmi les autres enjeux particulièrement prégnants en milieu rural, citons la transition agroécologique de l'agriculture et la contribution à la mise en place d'une économie circulaire pour lesquelles une gestion durable des ressources en eau comprenant l'ensemble des dynamiques en interdépendance est un élément clé.

## ⏩ Références bibliographiques


Barbier R., Riaux J., Barreteau O., 2010. Science réglementaire et démocratie technique-Réflexion à partir de la gestion des pénuries d'eau. *Natures Sciences Sociétés*, 18(1) :14-23.

Jasanoff S., 1990. *The Fifth branch: science advisers as policymakers*. Cambridge: Harvard University Press

Loubier S., Garin P., Hassenforder E., Lejars C., Robichon S., 2019. Analyse économique et financière des Projets de territoire pour la gestion de l'eau (PTGE) à composante agricole. Principes méthodologiques. Montpellier : Irstea-UMR G-EAU, 124 p.

Massuel S., Riaux J., Molle F., Kuper M., Ogilvie A., Collard A.L., Leduc C., Barreteau O., 2018. Inspiring a broader socio-hydrological negotiation approach with interdisciplinary field-based experience. *Water resources research*, 54: 2510-2522.
http://dx.doi.org/10.1002/2017WR021691 (consulté le 10/04/2020).

De Montgolfier J., Natali J.M., 1988. *Le patrimoine du futur : approche pour une gestion patrimoniale des ressources naturelles.* Paris : Economica. 248 p.

Ollagnon H., 1989. Une approche patrimoniale de la qualité du milieu naturel. *In: Du rural à l'environnement : la question de la Nature aujourd'hui*. Mathieu N., Jollivet M., (eds). Paris : L'Harmattan, 258-268.

Richard-Ferroudji A., 2008. L'appropriation des dispositifs de gestion locale et participative de l'eau : composer avec une pluralité de valeurs, d'objectifs et d'attachements. Thèse de doctorat. Paris : École des hautes études en sciences sociales (EHESS), 491 p.

# Liste des sigles et acronymes

AAMP : Agence des aires marines protégées

AERMC : Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse

AFB : Agence française pour la biodiversité (OFB à partir de 2020)

AOP : appellation d'origine protégée

AREAS : Association de recherche sur le ruissellement, l'érosion et l'aménagement du sol

ASA : associations syndicales autorisées

ATEN : Atelier technique des espaces naturels

CACG : Compagnie d'aménagement des coteaux de Gascogne

CLE : commission locale de l'eau

CNDP : Commission nationale du débat public

CNR : Compagnie nationale du Rhône

CPIER : Contrat de plan interrégional État-Région

CSP : Conseil supérieur de la pêche (avant 2006)

DCE : Directive cadre européenne sur l'eau

DDT : Direction départementale des territoires

DEB : Direction eau et biodiversité du ministère de la Transition écologique et solidaire

DGPR : Direction générale de la prévention des risques

DOE : débit d'objectif d'étiage

DREAL : Direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement

ECMWF : Centre européen pour les prévisions météorologiques à moyen terme

EPAGE : Établissement public d'aménagement et de gestion des eaux

EPCI : Établissement public de coopération intercommunale

EPTB : Établissements publics territoriaux de bassin

FEADER : Fonds européen agricole pour le développement rural

FEDER : Fonds européen de développement régional

GEMAPI : gestion de l'eau et des milieux aquatiques et préventions des inondations

GIEC : Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat

GIRE : Gestion intégrée des ressources en eau

IGN : Institut national de l'information géographique et forestière

IGP : indication géographique protégée

INRA : Institut national de la recherche agronomique

INRAE : Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement

IRSTEA : Institut national de recherches en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture

LEMA : Loi sur l'eau et les milieux aquatiques du 30 décembre 2006

LISODE : société coopérative de service et de conseil spécialisée dans l’ingénierie de la concertation (LIen SOcial et DEcision)

MAE : mesures agri-environnementales

MAEC : mesures agroenvironnementales et climatiques

MAEt : mesure agri-environnementale territorialisée

MAPTAM : Loi de modernisation de l’action publique territoriale et d’affirmation des métropoles

MISEN : Mission interservices de l’eau et de la nature

NOTRe : Loi portant sur la Nouvelle organisation territoriale de la République

OiEau : Office international de l’eau

ONDE : Observatoire national des étiages

Onema : Office national de l’eau et des milieux aquatiques (2006-2017)

PAC : politique agricole commune

PAGD : plan d’aménagement et de gestion durable

PAPI : programme d’actions de prévention des inondations

PGRI : plan de gestion des risques d’inondation

PLU : plan local d’urbanisme

RADOME : réseau de stations météorologiques automatiques de Météo-France

RGPP : révision générale des politiques publiques

SAFER : Société d’aménagement foncier et d’établissement rural

SAGE : schéma d’aménagement et de gestion des eaux

SANDRE : Service d’administration nationale des données et référentiels sur l’eau

SCOT : schéma de cohérence territoriale

SDAGE : schéma directeur d’aménagement et de gestion des eaux

SERPN : Syndicat d’eau du Roumois et du plateau du Neubourg

SIE : système d’information sur l’eau

SYMCRAU : Syndicat mixte de gestion de la nappe de Crau

UPM : Union pour la Méditerranée

# Liste des auteurs

Alcazar Charlotte
SYMCRAU, Entressen
charlotte.alcazar@symcrau.com

Allain Sandrine
UMR 1248 AGIR, INRAE,
Université de Toulouse, Castanet-Tolosan
Sandrine.allaingranet@gmail.com

Augeard Bénédicte
Office français de la biodiversité, Vincennes
benedicte.augeard@ofb.gouv.fr

Baillieux Antoine
SYMCRAU, Entressen
antoine.baillieux@symcrau.com

Ballot Rémy
UMR Agronomie, Université Paris-Saclay,
AgroParisTech, INRAE, Thiverval-Grignon
remy.ballot@inrae.fr

Barataud Fabienne
UMR UR 0055 SAD-ASTER, INRAE,
Mirecourt
fabienne.barataud@inrae.fr

Barone Sylvain
UMR G-EAU, INRAE, AgroParisTech,
CIRAD, IRD, Montpellier-SupAgro,
Université de Montpellier, Montpellier
sylvain.barone@inrae.fr

Barreteau Olivier
UMR G-EAU, INRAE, AgroParisTech,
CIRAD, IRD, Montpellier-SupAgro,
Université de Montpellier, Montpellier
olivier.barreteau@inrae.fr

Bergez Jacques-Eric
UMR 1248 AGIR, INRAE,
Université de Toulouse, Castanet-Tolosan
jacques-eric.bergez@inrae.fr

Bertuzzi Patrick
US 1116 AgroClim, INRAE, Avignon
patrick.bertuzzi@inrae.fr

Biarnès Anne
LISAH, Univ. Montpellier, INRAE, IRD,
Montpellier-SupAgro, Montpellier
anne.biarnes@ird.fr

Bonifazi Mathilde
UMR Agronomie, Université Paris-Saclay,
AgroParisTech, INRAE, Thiverval-Grignon
bonimathilde@gmail.com

Bourrié Guilhem
Académie d'Agriculture de France, Paris
ghpbou@orange.fr

Bousquet François
UPR GREEN, CIRAD, Montpellier
francois.bousquet@cirad.fr

Chanzy André
UMR 1114 EMMAH, INRAE-AU, Avignon
andre.chanzy@inrae.fr

Chery Jean-Pierre
UMR TETIS, AgroParisTech, CIRAD, CNRS,
INRAE, Université Montpellier, Montpellier
jean-pierre.chery@agroparistech.fr

Cognard-Plank Anne-Laure
UMR 1114 EMMAH, INRAE-AU, Avignon
anne-laure.cognard-plancq@univ-avignon.fr

Coudercy Laurent
Office français de la biodiversité, Vincennes
laurent.coudercy@ofb.gouv.fr

Cousin Isabelle
UR SOLS, INRAE, Orléans
isabelle.cousin@inrae.fr

Courault Dominique (mme)
UMR 1114 EMMAH, INRAE-AU, Avignon
dominique.courault@inrae.fr

Debril Thomas
UMR 1248 AGIR, INRAE,
Université de Toulouse, Castanet-Tolosan
thomas.debril@inrae.fr

Destandau François
GESTE, MA 8101 ENGEES,
Université de Strasbourg, Strasbourg
francois.destandau@engees.unistra.fr.

Durand Patrick
UMR SAS, INRAE, Agrocampus, Rennes
patrick.durand@inrae.fr

Echeverria Javier
Safege, 15 rue Copenhague,
67300 Schiltigheim
javier.echeverria@suez.com

Etienne Michel
593 avenue 11 Novembre 1918,
84310 Morières-les-Avignon

Ferrand Nils
UMR G-EAU, INRAE, AgroParisTech,
CIRAD, IRD, Montpellier-SupAgro,
Université de Montpellier, Montpellier
nils.ferrand@inrae.fr

Ferrané Claudine
UMR Agronomie, Université Paris-Saclay,
AgroParisTech, INRAE, Thiverval-Grignon
claudine.ferrane@inrae.fr

Garcia Serge
Université de Lorraine, Université de
Strasbourg, AgroParisTech, CNRS, INRAE,
BETA (Bureau d’Economie Théorique
et Appliquée), Nancy
serge.garcia@inrae.fr.

Garin Patrice
UMR G-EAU, INRAE, AgroParisTech,
CIRAD, IRD, Montpellier-SupAgro,
Université de Montpellier, Montpellier
patrice.garin@inrae.fr

Gaudin Alexandre
AgroParisTech, Montpellier Recherche en
Management, Montpellier
alexandre.gaudin@agroparistech.fr

Gillon Marina
UMR 1114 EMMAH, INRAE-AU, Avignon
marina.gillon@univ-avignon.fr

Guichard Laurence
UMR Agronomie, Université Paris-Saclay,
AgroParisTech, INRAE, Thiverval-Grignon
guichard.reau@gmail.com

Hassenforder Emeline
UMR G-EAU, CIRAD, INRAE,
AgroParisTech, IRD, Montpellier-SupAgro,
Université de Montpellier, Montpellier
emeline.hassenforder@cirad.fr

Huard Frédéric
US 1116 AgroClim, INRAE, Avignon
frederic.huard@inrae.fr

Jarlan Lionel
UMR 5126 CESBIO, Toulouse
lionel.jarlan@cesbio.cnes.fr

Jeuffroy Marie-Hélène
UMR Agronomie, Université Paris-Saclay,
AgroParisTech, INRAE, Thiverval-Grignon
marie-helene.jeuffroy@inrae.fr

Khabba Saïd
LMME, Faculté des Sciences Semlalia,
Université Cadi Ayyad, Marrakech, Maroc
khabba@uca.ma

Leenhardt Delphine
UMR 1248 AGIR, INRAE,
Université de Toulouse, Castanet-Tolosan
delphine.burger-leenhardt@inrae.fr

Le Page Christophe
UPR GREEN, CIRAD, Montpellier
christophe.le_page@cirad.fr

Le Page Michel
UMR 5126 CESBIO, Toulouse
michel.le_page@ird.fr

Magand Claire
Office français de la biodiversité, Vincennes
claire.magand@ofb.gouv.fr

Meynard Jean-Marc
UMR SADAPT, Université Paris-Saclay,
INRAE, AgroParisTech, Thiverval-Grignon
jean-marc.meynard@inrae.fr

Mignolet Catherine
UR 0055 ASTER, INRAE, Mirecourt
catherine.mignolet@inrae.fr

Millair Laurent
laurent.millair@suez.com

Molénat Jérôme
UMR LISAH, Université de Montpellier,
INRAE, IRD, Montpellier-SupAgro,
Montpellier
jerome.molenat@inrae.fr

Murgue Clément
TERRANIS, Ramonville
clement.murgue@terranis.fr

Olioso Albert
UMR 1114 EMMAH, INRAE-AU, Avignon
albert.olioso@inrae.fr

Petit Olivier
CLERSE, Université d’Artois, Arras
olivier.petit@univ-artois.fr

Prost Lorène
UMR LISIS, INRAE, Thiverval-Grignon
lorene.prost@inrae.fr

Reau Raymond
UMR Agronomie, Université Paris-Saclay,
AgroParisTech, INRAE, Thiverval-Grignon
raymond.reau@inrae.fr

Richer-de-Forges Anne C.
US INFOSOL, INRAE, Orléans
anne.richer-de-forges@inrae.f

Rivière-Honegger Anne
CNRS, ENS de Lyon, UMR 5600
Environnement Ville Société (EVS),
Université Jean Moulin Lyon 3
anne.honegger@ens-lyon.fr

Ruy Stéphane
UMR 1114 EMMAH, INRAE-AU, Avignon
stephane.ruy@inrae.fr

Souchère Véronique
UMR SADAPT, Université Paris-Saclay,
INRAE, AgroParisTech, Thiverval-Grignon
veronique.souchere@inrae.fr

Therond Olivier
UMR 1132 LAE, INRAE,
université de Lorraine, Colmar
Olivier.Therond@inrae.fr

Thomas Alban
TSE-R, INRAE,
Université de Toulouse, Toulouse
alban.thomas@inrae.fr

Thoyer Sophie
CEE-M, Université Montpellier, CNRS,
INRAE, SupAgro Montpellier, Montpellier
sophie.thoyer@inrae.fr

Trolard Fabienne
UMR 1114 EMMAH, INRAE-AU, Avignon
fabienne.trolard@inrae.fr

Voltz Marc
LISAH, Université de Montpellier, INRAE,
IRD, Montpellier-SupAgro, Montpellier
marc.voltz@inrae.fr

## ⏩ Liste des unités de recherche

BETA : Bureau d'Economie Théorique et Appliquée

CEE-M : Centre d'Economie de l'Environnement, Université Montpellier, CNRS, INRAE, SupAgro Montpellier

CLERSE : Centre lillois d'Études et de Recherches sociologiques et économiques, Université de Lille et CNRS

GESTE : GEStion Territoriale de l'Eau et de l'environnement

LISAH : Laboratoire d'étude des Interactions entre Sol-Agrosystème-Hydrosystème, INRAE, IRD, SupAgro Montpellier

LISIS : Laboratoire Interdisciplinaire Sciences Innovations Sociétés

TSE-R : Toulouse School of Economics-Research

UMR 0211 Agronomie, Université Paris-Saclay, AgroParisTech, INRAE, Thiverval-Grignon

UMR 1114 EMMAH : unité mixte de recherche Environnement méditerranéen et Modélisation des Agro-Hydrosystèmes

UMR 1132-LAE : unité mixte de recherche Laboratoire Agronomie et Environnement

UMR 1248 AGIR : unité mixte de recherche AGroécologie - Innovations - TeRritoires

UMR 5126 CESBIO : unité mixte de recherche Centre d'Études spatiales de la Biosphère

UMR 5600 EVS : Environnement Ville Société, université de Lyon, CNRS

UMR G-EAU Unité Mixte de Recherche Gestion de l'Eau, Acteurs, Usages

UMR SAS : unité mixte de recherche Sol Agro et Hydrosystème Spatialisation

UMR SADAPT, Sciences pour l'action et le développement - Activités, produits, territoires (INRAE)

UMR Tetis : Territoire, Environnement, Télédétection et information spatiale, AgroParisTech, CIRAD, CNRS

UPR 0055 ASTER : unité propre de recherche Unité AgroSystèmes TErritoires Ressources

UPR GREEN : unité propre de recherche Gestion des Ressources Renouvelables et Environnement

US InfoSol : unité de service InfoSol, Centre national de Ressources sur les Sols

Édition : Gaston Boussou
Mise en pages : Hélène Bonnet – Studio 9
Impression : CPI
Dépôt légal : juin 2020

L'eau est un enjeu majeur dans de nombreuses régions du monde du fait de besoins en forte croissance, mais aussi de la rareté et de la dégradation des ressources disponibles. L'agriculture étant le premier usager de la ressource en eau, la durabilité de la gestion de l'eau en milieu rural est cruciale. Elle nécessite de dépasser les approches sectorielles, encore largement en cours malgré divers courants appelant à une gestion intégrée, territoriale ou adaptative de la ressource. Prenant acte que la mise en œuvre des concepts proposés par ces différents courants est rarement effective et qu'il est plus pragmatique de rechercher la meilleure coordination possible entre les parties prenantes de la gestion de l'eau, cet ouvrage collectif analyse les enjeux, outils et démarches permettant de faciliter et d'accompagner cette coordination. En effet, une coordination effective et acceptée nécessite des méthodes et des outils pour informer sur l'état de la ressource et des usages, rendre visible l'importance des enjeux, évaluer les effets et les expliquer, structurer les échanges, et élaborer et discuter des actions de gestion. L'ouvrage aborde la gestion de l'eau en milieu rural en termes d'objectifs et de démarche, puis fait un panorama large des outils, des méthodes et des données actuellement disponibles. Enfin, il décrit des exemples de mises en œuvre dans différents cas d'étude.

Cet ouvrage de synthèse s'adresse à un public large allant des chercheurs, étudiants et enseignants en gestion de l'eau aux professionnels concernés par sa mise en œuvre.

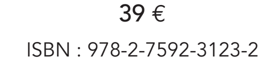
Les coordinateurs de l'ouvrage effectuent au sein d'INRAE des recherches à l'interface de l'hydrologie, de l'agronomie et des sciences de gestion. **Delphine Leenhardt**, directrice de recherche à l'UMR AGIR, s'intéresse à la gestion quantitative de l'eau en agriculture. **Marc Voltz**, directeur de recherche à l'UMR LISAH et professeur consultant à Montpellier SupAgro, étudie les impacts de l'agriculture sur les ressources en eau et en sols. **Olivier Barreteau**, directeur de l'UMR G-EAU, s'intéresse aux processus de gouvernance locale de l'eau. Ils se sont entourés pour la rédaction de cet ouvrage de plus de cinquante spécialistes de gestion de l'eau ou de gestion agronomique.






39 €

ISBN : 978-2-7592-3123-2












Éditions Cirad, Ifremer, INRAE
www.quae.com

ISSN : 1773-7923
Réf. : 02726